



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

In-situ målinger af emissioner fra brændeovne i private boliger

Miljøprojekt nr. 2045

September 2018

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: Ole Schleicher (FORCE Technology)

Fotos: Ole Schleicher

ISBN: 978-87-93710-87-0

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1.	Indledning	5
1.1	Anvendte forkortelser og termer	5
2.	Sammenfatning	7
3.	Fremgangsmåde	11
3.1	Måle- og analyseprogram	11
3.1.1	Måling af Black Carbon	11
3.2	Projektforsøb	12
3.2.1	Udvælgelse af huse til målinger	12
3.2.2	Opbygning og test af fortyndingskanal	13
3.2.3	Gennemførelse af målinger	14
3.2.4	Databehandling og rapportering	14
3.2.5	Korrektion for tab af partikler i fortyndingskanalen	15
3.3	Underleverandører	15
3.4	Målemetoder	16
4.	Udvalgte huse	17
4.1	Udvalgte huse	17
4.2	Prøvningsattester for de udvalgte brændeovne	25
5.	Måleresultater	27
5.1	Partikler	27
5.1.1	Brændeovnsbekendtgørelsen grænseværdier for partikler	27
5.1.2	DCE emissionsfaktorer til UNECE indberetninger	27
5.2	Black carbon (BC)	28
5.3	Dioxiner og furaner	28
5.4	PAH	29
5.5	Måleresultater og delmålinger	29
5.6	Usikkerheder og fejlkilder	29
5.6.1	Indirekte fejlkilder	30
5.7	Partikel emission	31
5.7.1	Partikelemission i forhold til prøvningsattester	33
5.7.2	Partikelemission og emissionsfaktorer	34
5.8	BC emission (Black Carbon)	34
5.8.1	BC emission og emissionsfaktor for BC	36
5.9	Dioxin og furan emission	36
5.9.1	Dioxin emission i ng I-TEQ/kg træ	37
5.9.2	Dioxiner og furaner i ng/GJ	39
5.9.3	Dioxin og sundhedspåvirkning	40
5.10	PAH-emission	40
5.10.1	PAH-emission i mg/kg træ	41
5.10.2	PAH-emission i mg/GJ	42
6.	Diskussion	44
6.1	Korrelation mellem emissioner	44

6.2	Partikel emission	45
6.3	Black Carbon	46
6.4	Dioxiner og furaner	47
6.4.1	Dannelse af dioxiner og furaner ved forbrænding	48
6.4.2	Forholdet mellem dioxin og furaner	49
6.4.2.1	Fyring med forurenet træ	50
6.4.2.2	Fyring med træ med forhøjet indhold af klor og/eller kobber	51
6.4.2.3	Brændeovnens udformning	51
6.5	PAH	52
7.	Konklusion	53
	Litteraturliste	56
	Bilag 1.Måleresultater	58
Bilag 1.1	Partikler - NS2258-2 korrigeret	58
Bilag 1.2	BC - NS2258-2 korrigeret	59
Bilag 1.3	Dioxin og PAH - NS2258-2 korrigeret	60
	Bilag 2.BC analysemetode	62

1. Indledning

Formålet med projektet er at undersøge, om brændeovnene kan overholde de danske miljøkrav, der gælder for nyttilsluttede anlæg, når de er i almindelig brug hos brændeovnssejere.

Projektet indeholder en målekampagne med måling af luftforurening direkte fra brændeovne i private boliger, og resultaterne er analyseret og perspektiveret i forhold til tidligere resultater af målinger direkte fra brændeovne i private boliger og laboratoriemålinger.

Projektet skal endvidere bidrage med yderligere viden om emissionsniveauer for Black Carbon (BC), PAH og dioxin fra moderne ovne, hvor tidligere målinger ikke klart har vist, om der er større dioxinudledning fra moderne ovne eller fra gamle ovne. Endvidere kan målingerne bruges til at dokumentere mængden af dioxin, der udledes.

1.1 Anvendte forkortelser og termer

Her gives et samlet overblik over de anvendte forkortelser og termer (ud over almindeligt kendte fagtermer), der er anvendt i denne rapport.

BC = Black carbon, den mest lysabsorberende del af partiklerne udledt fra brændeovnsrøg

DCE = Nationalt Center for Miljø og Energi (Afdeling under Aarhus Universitet)

Detektionsgrænse = Den laveste koncentration der kan måles og dokumenteres med den anvendte målemetode

Dioxiner og furaner = PCDD og PCDF = Poly Chlorinated Dibenzo Dioxins og Poly Chlorinated Dibenzo Furans

EC = Elemental carbon, faststof delen, hvilket er den analyserede værdi, der her sidestilles med black carbon fra de undersøgte laboratorieforsøg, enhed mg/MJ

EF = emissionsfaktor = mængden af en forureningsparameter der udledes per enhed, som her er per kg træ

Fortyndingskanal = System til at fortynde røggassen op i en konstant luftstrøm, så emissionen kan måles uden hensyn til det lille og meget varierende flor af røggas der kommer fra brændeovne.

Isokinetisk udsugning = Udsugning med samme hastighed i dysen, som der er i kanalen hvor der suges, hvilket sikrer korrekt prøvetagning af alle partikelstørrelser

I-TEQ = enhed for omregning af de 17 målte dioxin og furaner til en toksisk ækvivalens med I-TEF

I-TEF = International Toxicity Equivalency Factor (fastsat af NATO-Committee i 1988 og gælder for anlæg der forbrænder affald)

LOQ = Limit of Quantification = Den laveste koncentration der kan rapporteres med den anvendte målemetode

OC = Organic Carbon, den organiske del af de analyserede partikler, enhed mg/MJ

OGC = Organic Gaseous Compounds = TOC = TVOC = VOC,

PAH = Polyaromatiske hydrocarboner

PCDD/F = PCDD og PCDF

PCDD og PCDF = Poly Chlorinated Dibenzo Dioxins og Poly Chlorinated Dibenzo Furans = Dioxiner og furaner

PM = Particular Matter = Partikelmasse

RH = Relative Humidity = Relativ luftfugtighed

TI = Teknologisk Institut

UNECE = The United Nations Economic Commission for Europe

XAD adsorbent = granulat der effektivt adsorberer dioxiner, furaner og PAH.

(n,t) = angiver tør gas ved normaltilstanden (0°C, 101,3 kPa)

2. Sammenfatning

Miljøstyrelsen har med måleprojektet ønsket at få bestemt emissionsniveauer for partikler fra brændeovne under virkelige forhold for at sammenligne disse udledninger med, hvad brændeovnene er testet til at kunne præstere under laboratorieforhold. Alle nyttilsluttede brændeovne har siden den første brændeovnsbekendtgørelse, som fra 1. juli 2008 stillede krav om overholdelse af emissionsgrænseværdier, skullet testes i et laboratorium for at dokumentere overholdelsen, og det er derfor muligt at sammenligne laboratorieværdierne for den enkelte brændeovn med emissionerne, når de er i almindelig brug hos brændeovnsejerne.

Projektet skulle endvidere bidrage med yderligere viden om emissionsniveauer for Black Carbon (BC), PAH og dioxin fra moderne ovne. Der findes ikke megen viden om emissionen af BC fra brændeovne og med det stigende fokus, der har været på BC's bidrag til klimaeffekter, har det været ønskeligt at få mere viden om det. Emissionen af PAH bidrager til de sundhedsmæssige påvirkninger af brænderøg, og da PAH også blev målt i Gundsømagleprojekterne /1//2/, er det oplagt at få nye målinger, som kan vise, om nyere brændeovne udleder mindre PAH end de ældre. Det er uvist, om der er en større udledning af dioxin fra moderne ovne end fra gamle ovne, så målinger på nyere brændeovne - i forhold til Gundsømaglemålinger - vil vise noget om det spørgsmål. Endvidere er det vigtigt at få be- eller afkræftet konklusionen fra tidligere målinger om, at det er relativt små mængder dioxin, der udledes fra de enkelte brændeovne.

Projektet indeholder en målekampagne med måling af luftforurening direkte fra brændeovne i private boliger, og resultaterne er analyseret og perspektiveret i forhold til tidligere resultater; både målinger direkte fra brændeovne i private boliger og laboratoriemålinger samt relevante grænseværdier og emissionsfaktorer.

Målekampagnen omfatter måling af emissionen af partikler, Black Carbon (BC), PAH og dioxin fra nyere brændeovne, som opfylder kravene til emission i den første brændeovnsbekendtgørelse, som havde virkning fra 2008.

Udvalgte huse og brændeovne

Det var planlagt at udføre målinger på 8 huse, som blev udvalgt af en række potentielle huse i Brøndby, som den lokale skorstensfejermester havde fundet frem. De blev sidst i målekampagnen udvidet med et ekstra hus, fordi brændeovnene i de første 8 huse alle havde en relativ god forbrænding, hvor ejerne fyrede fornuftigt, selvom de ikke direkte fulgte fyringsrådene, og de anvendte alle tørt eller meget tørt brænde. Det gav anledning til overvejelser om, hvorvidt de måske ikke var et repræsentativt valg, når der ikke var nogen, der fyrede dårligt eller brugte for vådt brændsel.

Derfor blev skorstensfejeren spurgt, om han kunne finde en brændeovn, som tydeligt gav anledning til meget sod i skorstenen. Han hævdede nemt at kunne finde en ældre brændeovn, der soder, men at det ville være et problem at finde en nyere fra efter 2008, der gør det, fordi de nyere brændeovne generelt er sværere at få til at brænde dårligt.

Skorstensfejeren efterlyste derfor sådan en brændeovn hos sine kollegaer i naboområderne, og her vendte skorstensfejermesteren i Hvidovre tilbage med et hus, hvor der tydeligt var glanssod i skorstenen. Brændeovnen havde en del sodsværtning og aflejringer på glaslågen, der var en utæthed i glasset, og skamolpladerne var revnet flere steder, hvilket helt sikkert har reduceret ovnens forbrændingsegenskaber. Efter gennemførelse af målingerne blev det besluttet at supplere med et nyt sæt målinger efter en grundig renovering af ovnen. Det blev suppleret med en instruktion af skorstensfejeren i korrekt fyring, herunder specielt anvendelse af brænde i mindre dimension og optænding fra oven med pindebrænde. De efterfølgende målinger viste en betydeligt lavere emission, hvilket viser, at det er vigtigt at brændeovnen vedligeholdes, så den ildfaste isolering er intakt, og lågerne lukker tæt, da det ellers kan medføre en betydelig dårligere forbrænding.

Der blev fundet huse med forskellige typer skorstene, så både stålskorstene og murede skorstene er repræsenteret. Det blev desuden søgt at udvælge huse med en fordeling i brændeovnens alder, så perioden fra 2008 og frem til starten af 2017 blev repræsenteret.

Husejerne blev spurgt, om de kunne finde prøvningsattesten, hvilket kun nogle få med de nyeste brændeovne var i stand til. Manglende prøvningsattester blev derfor fremskaffet fra leverandøren, enten fra deres hjemmeside eller ved direkte kontakt til dem.

Måleprogram

Målinger blev udført i en fortyndingskanal, som via et rør fra skorsten ned til en ventilator placeret på jorden, sugede røgen fra skorstenen sammen med en stor mængde udeluft. Målingerne blev udført i kanalen før blæseren i en konstant luftstrøm bestemt af ventilatorens indstilling.

1. Der blev udført målinger på 9 forskellige huse, med dobbelt måling på det sidste hus
2. Kun huse med relativt nye brændeovne var med i måleprogrammet, da miljøkrav til emissioner, målt under laboratorieforhold, først blev lovpligtigt fra 2008.
3. Målingerne på hvert hus blev udført over en fyringsperiode på 5 – 8 timer om dagen på 2 på hinanden følgende dag, dvs. 2 måledage. Målingerne blev gennemført i perioden mellem den 22-02-2017 og den 27-06-2017.
4. Der blev udført måling af totalt støv og Black Carbon i form af EC/OC over hver måledag med 1 til 3 delprøver.
5. Måling af dioxin og PAH blev udført med en samlet prøve over begge fyringsdage.

Der blev yderligere målt flow i fortyndingskanalen, temperatur i hhv. skorsten, udeluft og fortyndingskanal, og det forbrugte brænde i måleperioden blev fotograferet og bestemt ved vejning. Fugtindholdet i brændet blev målt med en indstiksmåler.

Beregning af måleresultater

Målinger er beregnet i vægt per kg træ, f.eks. g/kg træ for partikelemission, som er den enhed, det er muligt at opgøre emissionen på, når der måles i en fortyndingskanal.

Resultaterne er derefter omregnet til enheden GJ ved anvendelse af brændværdien for det anvendte træ med det målte fugtindhold. Nogle af parametrene er også omregnet til koncentration ud fra en beregnet røggasmængde per kg træ ved den valgte reference O₂ % for at kunne sammenligne med en emissionsgrænseværdi ved den samme O₂ %.

Emissionerne er beregnet i henhold til den Norske standard NS 3058-2 for måling af partikelemissionen fra brændeovne i en fortyndingskanal, og her indgår en korrektionsfaktor for tab af partikler, der afsættes i fortyndingskanalen. Gennemsnittet for denne korrektion i de udførte målinger er en faktor 1,6, hvilket vil sige, at de målte værdier bliver 1,6 gange større efter korrektionen. Ved sammenligning med andre målinger, som vides ikke at være korrigeret efter NS 3058, er de blevet korrigeret med samme faktor på 1,6, så resultaterne bliver sammenlignet på samme grundlag.

Måleresultater og vurderinger

Partikler

Middelværdien af de udførte målinger er 2,9 g/kg træ. Alle målingerne, undtagen hus nr. 9.1, som er en nyere brændeovn i dårlig stand, er under kravet til partikelemission på 4 g/kg træ i brændeovnsbekendtgørelsen, som trådte i kraft den 26. januar 2018. Brændeovnen i hus nr. 9.1, hvor der blev målt en partikelemission på 6,5 g/kg træ, var i dårlig stand med utætte pakninger og revnede skamolplader. Efter renoveringen og instruktion i korrekt fyring blev partikelemissionen målt til 3 g/kg træ.

Det er tydeligt, at den dårligt vedligeholdte brændeovn giver en meget forhøjet emission af partikler både i forhold til de øvrige målinger og i forhold til samme ovn efter renovering og instruktion i korrekt fyring. Det kan dog ikke dokumenteres, hvor stor betydning de to tiltag hver især har haft på den halvering i partikelemissionen, som målingerne viser. På baggrund af de øvrige målinger, hvor brændeovnene generelt har været i orden, og der ikke er givet nogen fyringsinstruktion, tilskrives hovedårsagen til halveringen af partikelemissionen i det sidste hus renoveringen af brændeovnen.

Målingerne viser også, at middelværdien for de målte partikelemissioner kun udgør ca. 30 % af middelværdien for målingerne, der blev udført i Gundsømagle i vintrene 2003/04 og 2004/05 /1//2/.

Alle målingerne er også mindre end emissionsfaktoren for partikler på 556 g/GJ for Modern stove (2008-2015), som DCE anvender til indberetning af den samlede danske emission til UNECE. Middelværdien af målingerne er 186 g/GJ, hvilket svarer til 33 % af emissionsfaktoren.

Hvis der ses bort fra hus 9.1, så er alle de øvrige målinger også lavere end emissionsfaktoren for både Modern stove (2015-2017) på 248 g/GJ, og for Modern stove (2017-) på 222 g/GJ.

Black Carbon

Middelværdien for alle BC målingerne på 0,4 g/kg træ er på samme niveau som i andre tilsvarende målinger, som TI har udført under kontrollerede laboratorieforhold på deres prøvestand for brændeovne.

Delprøverne viser en meget stor variation i resultaterne, fra 0,02 til 2,0 g/kg træ, hvilket giver anledning til undren, dels over at nogle af målingerne er så lave og dels, at der er så stor variation i resultaterne med en faktor 100 i forskel mellem den laveste og den højeste. Der er også stor variation i partikelmålingerne, men her er forskellen mellem den laveste og den højeste kun en faktor 26.

Alle målingerne af BC som middel over to måledage er mindre end DCE emissionsfaktoren på 82 g/GJ for Modern stove (2008-2015). Den højeste måling er 61 g/GJ for hus nr. 8, mens den laveste er 10 g/GJ for hus nr. 3. Middelværdi på 25 g/GJ svarer til 30 % af emissionsfaktoren på 82 g/GJ.

Alle målingerne - undtagen for hus nr. 8 - er også mindre end både emissionsfaktoren på 41 g/GJ for Modern stove (2015-2017) og emissionsfaktoren på 33 g/GJ for Modern stove (2017-).

På grund af det begrænsede antal målinger, kan det ikke dokumenteres, at emissionsfaktoren er for høj, men målingerne tyder på, at det kan være tilfældet.

Dioxiner og furaner

Målingerne af dioxiner og furaner viser meget store variationer fra 0,1 til 146 ng I-TEQ/kg træ. Middelværdien er 27 ng I-TEQ/kg træ.

Middelværdien er lidt højere end middelværdien for målingerne i begge Gundsømagleprojekter på 23 ng I-TEQ/kg træ.

I enheden ng I-TEQ/GJ er variationen fra 4 ng I-TEQ/GJ til 3.795 ng I-TEQ/GJ, med en middelværdi på 1.839 ng I-TEQ/GJ.

DCE's emissionsfaktor for dioxiner og furaner er 250 ng I-TEQ/GJ. Halvdelen af målingerne er betydeligt højere end emissionsfaktoren, og selv middelværdien af alle målingerne er 7-8 gange større. En tilsvarende, men lidt mindre forskel ses for Gundsømagle målingerne, hvor middelværdien er 15 % lavere. Emissionsfaktoren er således væsentligt mindre end de målte emissionsniveauer i både dette projekt og i Gundsømagleprojekterne.

Laboratorietest viser generelt lavere emissioner end de højeste emissioner, der er målt både i dette og i Gundsømagleprojekterne. Årsagen kan være fyringsteknikkerne, men på grund af de meget høje målte emissioner, menes det anvendte brænde at kunne have en meget stor betydning. Ved laboratorietest anvendes standardiseret brænde, som antages at være god kvalitet fra en anerkendt leverandør, hvor brændet hos private brugere kan have et naturligt højt indhold af, eller være forurenet med klor- og/eller kobberforbindelser, som nemt vil give forhøjede emissioner. Det kan f.eks. være forurening med salt fra havgus i kystnære områder, salt fra vintersaltning eller måske klorerede organiske forbindelser fra sprøjtemidler anvendt i haver og parker, og hvor brænde i øvrigt kan komme fra.

De højeste emissioner, der er målt i dette projekt, er netop fra tre huse, som anvender brænde, der fældes i haver og parker i lokalområdet. Det vil være relevant at undersøge dette forhold nærmere, specielt om det primært er det antagede højere indhold af klor i træ fra Danmark i forhold til importeret træ i brændetårne Danmark, som er årsagen til de meget høje dioxinmissioner.

Udledning af dioxin medfører en forhøjet koncentration af dioxin i luften i forhold til den eksisterende baggrundskoncentration. Selvom der er forhøjet dioxinkoncentration i luften omkring lokale kilder som brændeovne, medfører det ifølge Dioxinmåleprogram Statusrapport april 2005 /14/ ikke nogen væsentlig sundhedsmæssig påvirkning af beboerne fordi den mængde dioxin, man kan indånde og optage fra luften, er forsvindende lille i forhold til både den optagelse af dioxin, der er fra indtagelse af fødevarer og den tolerable daglige dosis (TDI), som er fastsat af WHO. Til gengæld bidrager enhver udledning af dioxin indirekte til optagelsen via fødevarer, fordi det spredes i miljøet, og noget af det optages derfra i fødekæden.

PAH

Hverken brændeovnsbekendtgørelsen eller anden regulering giver nogen grænseværdier for emissionen af PAH fra brændeovne, men det reguleres alligevel indirekte, fordi krav til lavere partikelemission forventes at medføre lavere emissionen af PAH, pga. forbedrede forbrændingsforhold.

PAH-emissionen målt som summen af de 15 PAH varierer fra 14 til 75 mg/kg træ med en middelværdi på 32 mg/kg træ, hvilket er ca. 40 % af målingerne i Gundsømagle, hvor middelværdien var 81 mg/kg træ og varierede fra 5,7 til 543 mg/kg træ.

Middelværdien af PAH-emissionen målt som summen af de 4 UNECE PAH'er, som hører til de mest sundhedsskadelige af de målte 15 PAH'er, udgør kun ca. 14 % af middelværdien for Gundsømaglemålingerne.

Koncentrationen af de fire PAH'er, som DCE indberetter den samlede danske emission af til UNECE, er målt til at være meget tæt på de EF, som DCE anvender i beregningerne. Kun en af de fire har en koncentration, der er højere end EF, og den største afvigelse er på 30 %. Målingerne fra Gundsømagleprojekter viste emissioner, der næsten alle var meget større end de emissionsfaktorer DCE anvender.

3. Fremgangsmåde

Der er mange forhold, der har betydning for emissionen af luftforurening i røggassen fra brændeovne. Brændeovnens alder har en grundlæggende og stor betydning, både for hvor lille forureningen kan blive ved god fyring, og for hvor høj den kan blive ved dårlig fyring. Andre forhold, som har betydning, er, hvordan der tændes op, genfyres og, hvordan lufttilførslen indstilles samt brændets kvalitet, dvs. vandindhold, størrelse og udformning, om der er bark på, træsort osv. Det betyder, at der er stor forskel på emissionen fra forskellige skorstene/huse, også selvom de måtte have nøjagtigt den samme brændeovn.

For at få et repræsentativt gennemsnit af emissionerne fra brændeovne er det vigtigt at udføre målinger på så mange forskellige huse som muligt, men samtidig skal emissionen fra hvert hus også bestemmes med en rimelig sikkerhed. Målingerne fra Gundsømagle i 2003/04 /1/ og 2004/05 /2/ viste, at der kunne være ganske stor forskel i de to målinger, der blev foretaget på hvert hus.

3.1 Måle- og analyseprogram

Måleprogrammer blev fastlagt til:

1. Målinger på 9 forskellige huse med dobbelt måling på det sidste hus.
2. Kun huse med relativt nye brændeovne var med i måleprogrammet, da miljøkrav til emissioner, målt under laboratorieforhold, først blev lovpligtigt fra 2008.
3. Målingerne på hvert hus blev udført i en fyringsperiode på 5-8 timer om dagen på 2 på hinanden følgende dage, dvs. 2 måledage.
4. Måling af totalstøv og Black Carbon i form af EC/OC over hver måledag med 1 til 3 delprøver.
5. Måling af dioxin og PAH med en samlet prøve over begge fyringsdage.

Da der er en del omkostninger forbundet med at stille alt udstyr op til målinger, f.eks. at montere fortyndingskanalen, har projektets budget været begrænsende for antallet af huse, der blev udført målinger på.

Værdien af målinger på flere huse er samtidig blevet vurderet til at være større end værdien af at bestemme dag til dag-variationen for emissionen fra det enkelte hus. En måling over en daglig fyringsperiode på 6-8 timer blev dog vurderet at være for lidt til at bestemme emissionen fra den pågældende brændeovn. Der er derfor udført målinger over to daglige fyringsperioder, for at få en statistisk bedre bestemmelse af emissionerne. Det har givet mulighed for at udføre målinger på flere huse, end hvis der blev udført målinger over 3 eller 4 daglige fyringsperioder.

Til bestemmelse af dioxin og PAH er der udtaget en samlet prøve over begge fyringsperioder, da analyserne er relativt dyre.

Da filteret hurtigt bliver mættet, blev målinger af støv og EC/OC udført for begge måledage med flere delprøver.

Der blev kun udført måling af totalstøv, primært fordi forskellen mellem totalstøv og PM_{2,5} emissionen fra moderne brændeovne normalt er ubetydelig.

Der blev desuden udført kontinuerte målinger af temperaturen i fortyndingskanalen, i toppen af skorstenen ca. 1 m nede og af udeluften.

3.1.1 Måling af Black Carbon

Black Carbon (BC) blev målt ved at bestemme indholdet af EC (Elemental Carbon) på et filter, ved en EC/OC analyse (Elemental Carbon/Organic Carbon analyse) foretaget af Sunset Laboratory i Holland. EC deler fysiske egenskaber med BC, hvorfor det er accepteret, at BC sættes lig med EC ved den benyttede analysemetode.

Det er en anerkendt og udbredt analysemetode, som gør det muligt at sammenligne resultaterne med mange andre målinger, bl.a. målinger på brænderøg i to projekter udført af Teknologisk Institut [7][8], der anvendte samme analyselaboratorium. Beskrivelse af analysemetoden er vedlagt i Bilag B.

Detektionsgrænsen for EC/OC analysen er meget lav og måleområdet er forholdsvis lille, hvilket betyder, at et filter hurtigt kan blive overeksponeret og derved give resultater med forhøjet eller stærkt forhøjet usikkerhed. Det var derfor ikke muligt, at udtage en filterprøve til EC/OC analyse over en hel fyringsperiode på 6-8 timer, da den skal udtages isokinetisk, hvilket giver en begrænsning i hvor lavt flow, man kan sample med. For at sikre valide resultater blev prøverne til BC udtaget ved lavest muligt flow gennem filteret.

3.2 Projektforløb

Projektet forløb i følgende fire faser:

1. Udvælgelse af huse til målinger
2. Opbygning af fleksibel og flytbar fortyndingskanal
3. Gennemførelse af målinger
4. Databehandling og rapportering

3.2.1 Udvælgelse af huse til målinger

For at reducere tidsforbrug og omkostninger til transport til og fra målestederne blev målingerne foretaget på huse i nærheden af FORCE Technology i Brøndby.

Den lokale skorstensfejemester, som også har brændeovnsforretningen Ildstedet i Vallensbæk, bidrog til projektet som underleverandør, ved at udvælge huse med nyere brændeovne, som potentielt ville være velegnede til at lave målinger på. Skorstensfejeren har et stort kendskab til nyere brændeovne i området, dels fordi hans forretning har leveret en stor del af de moderne brændeovne i området, og dels fordi skorstensfejeren siden den 1/6 2008 med den første brændeovnsbekendtgørelse, har skullet underskrive prøvningsattesten.

Der blev fundet huse med forskellige typer skorstene, så både stålskorstene og murede skorstene er repræsenteret. Der blev desuden søgt at udvælge huse med en fordeling i brændeovnens alder, så perioden fra 2008 og frem til udvælgelsen er repræsenteret.

I skorstensfejerens udvælgelse af huse, havde han taget den første kontakt til ejeren og forklaret kort om projektet, og derfor var de udvalgte huse fra staten positive overfor at deltage i projektet.

Husejerne blev kontaktet, og efter en kort introduktion om projektet, hvor de alle var villige til at deltage, blev der per mail fremsendt en kort beskrivelse af projektet, og hvad det indebar at deltage, herunder en beskrivelse af den fortyndingskanal, der skulle opstilles, og de målinger, der skulle udføres.

Efter at de havde læst beskrivelsen af måleprocessen, blev de besøgt, dels for at uddybe hvad det hele gik ud på og dels for at forklare, hvordan det ville komme til at forløbe, og hvad der blev forventet af ejeren i forhold til fyring og registrering af den mængde brænde, der blev anvendt i måledagene. Ejeren blev desuden interviewet om hans/hendes fyringsvaner, både med hensyn til optænding, genfyring og luftindstillinger samt opbevaring af brændet, som desuden blev inspiceret og fotograferet. Ejerne blev også orienteret om, at de skulle stille strøm til rådighed, helst fra en udendørs stikkontakt, til drift af måleudstyret.

Ejeren blev også spurgt om, hvornår brændeovnen var købt og installeret, og om de kunne fremvise prøvningsattesten. De fleste vidste faktisk ikke, hvad det var, og kun nogle få med de nyeste brændeovne var i stand til det. Manglende prøvningsattester blev derfor fremskaffet fra leverandøren, enten fra deres hjemmeside eller ved direkte kontakt til dem.

Denne proces medførte, at 3 huse blev sorteret fra, fordi det viste sig, at deres brændeovn var ældre end fra 2008. Skorstensfejeren måtte derfor supplere listen med flere potentielle huse.

3.2.2 Opbygning og test af fortyndingskanal

Det er vanskeligt at måle emissionen af partikler og andre stoffer i røgen fra brændeovne direkte i skorstenen, fordi der er et meget lille og varierende røggasflow. Måling i fortyndingskanal er en metode til at blande røggassen med luft til et konstant flow i en kanal, hvor målinger så kan udføres. Målingerne svarer i princippet til anvisningerne i den Norske standard; NS 3058 og forudsætter, at målingerne udføres over en periode med afbrænding af en kendt mængde brænde, så den målte emission kan sættes i forhold til den mængde (f.eks. g/kg træ).

Princippet er, at via et åbent rørsystem, der monteres fra skorstenen, suges en blanding af luft og røggas ned til jordniveau ved siden af huset med en ventilation, som er forsynet med et afkast op over taget. Målingerne udføres i kanalen ned til ventilatoren.

Fortyndingskanalen fra skorsten og ned til målestrækningen blev opbygget af rustfri skorstensforingsrør på 160 mm med snapkoblinger, mens målstrækningen før blæseren var 250 mm spirorør. Afkastrøret efter blæseren var 200 mm spirorør.

Opbygningen blev så vidt muligt udført efter anvisninger i den norske standard NS 3058-2. Der var dog enkelte ting i standarden, som ikke kunne honoreres ved opbygning af en fortyndingskanal på skorstenen på et hus. Det var primært udformningen med en sugehætte, der hænger over skorstenen, hvor effektiviteten ville afhænge af vinden, som kunne variere i måleperioden, og som ville være vanskelig at fastgøre på skorstenen. Afsugningen blev derfor udført som i Gundsømaglemålingerne med et T-stykke rør ovenpå skorstenen, hvor fortyndingskanalen suger fra siden, og frisk luft suges ind fra oven, som det ses på billedet. Den opbygning kan give en smule ekstra skorstenstræk, men erfaringerne fra Gundsømaglemålingerne var, at beboerne ikke kunne registrere nogen markant effekt på fyringen i brændeovnen.



Eksempel på fortyndingskanal monteret på et af husene

Fortyndingskanalen blev opbygget på det første hus, og montagearbejdet blev udført af Ildstedet i Vallensbæk, som har stor erfaring med at arbejde med skorstene på hustage. Efter montagen blev fortyndingskanalen testet, dels ved måling og regulering af flowet via en trinløs regulering af blæserens hastighed. På det første hus blev eksponeringer af nogle filtre til bestemmelse af EC/OC også testet for at sikre, at eksponeringen sandsynligvis ville være indenfor måleområdet med det valgte prøvetagningsflow.

3.2.3 Gennemførelse af målinger

Nødvendigt udstyr til gennemførelse af målingerne, pumper, datalogger, konditioneringsudstyr og diverse instrumenter placeres i en campingvogn, som parkeres i indkørslen eller ude på vejen. Der trækkes kabler og slanger frem til målestederne i fortyndingskanalen, samt elforsyning ud fra huset.

De fleste målinger (måledage) blev udført over en typisk normal daglig fyringsperiode, som startede sent om eftermiddagen, når ejeren kom hjem fra arbejde og tændte op i brændeovnen, og frem til ved 23-24-tiden, hvor ovnen var brændt ud efter sidste genfyring. Fyringsperioden indeholdt derfor optænding og typisk 3-5 genfyringer. I nogle huse, hvor ejeren havde mulighed for at være hjemme om dagen, blev målingerne udført fra formiddag til sen eftermiddag.

Ejeren blev instrueret i at fyre som normalt og ikke tage hensyn til, at der blev udført målinger, ud over at veje brændet og sørge for at genfyre i tide, inden der er for få gløder tilbage. Ejersens måde at tænde op og fyre på, og brændslets art og kvalitet blev derfor ikke kommenteret, heller ikke selvom der i nogle huse var afvigelser fra de almindelige råd til korrekt fyring.

Der blev afvejet en passende mængde brænde, som svarer til mere, end der vil blive brugt i løbet af fyringsperioden for den pågældende måling, og det der ikke blev anvendt, blev vejat næste dag, så den afbrændte mængde brænde i måleperioden kunne bestemmes. Vandindholdet i det afvejede brænde blev målt i et passende antal brændestykker med en fugtmåler til brænde, og der blev taget nogle billeder af brændet. Det noteredes, om træet var nåltræ eller løvtræ, og træsorten noteredes, hvis det var muligt at få oplyst eller kunne ses. Der blev også spurgt om forskellige oplysninger om brændet: hvor brændet kom fra, hvornår det blev fældet eller købt, var brændetårne ovntørret eller lufttørret, og hvordan det blev opbevaret.

Målingerne blev startet kort før ejeren tændte op i brændeovnen. Når det var tid til genfyring, blev filtrene til partikler og EC/OC skiftet og næste måling blev startet kort før genfyringen. Efter genfyringen aflæste ejeren igen vægten med brænde, så den påfyrede mængde blev registreret. Det blev i nogle målinger også gentaget med anden genfyring.

Efter sidste filterskift blev udstyret overladt til uovervåget drift, indtil målingerne blev stoppet af en måletekniker, hvilket blev varslet af ejeren via telefon eller SMS, når dagens sidste genfyring blev foretaget. Når målingerne stoppes, demonteres filtre og målesonder mv. og anbringes i campingvognen.

Ved anden måledag fortsættes med det samme sampling udstyr til dioxin og PAH-målingen, som kører over begge måledage.

Efter sidste måledag, demonteres alt måleudstyr, prøverne hjemtages. Fortyndingskanalen demonteres og alle dele transporteres sammen med campingvognen til næste hus, hvor fortyndingskanalen monteres.

3.2.4 Databehandling og rapportering

De målte emissioner beregnes og præsenteres i forhold til den forbrændte mængde træ, dvs. per kg træ samt i forhold til træets brændværdi i GJ. I relevant omfang beregnes også en koncentration per normal m³ ved referencen 10 % eller 13 % O₂.

Efter ønske fra DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) rapporteres også emissionsværdier for de fire 4 PAH'er, som DCE skal indrapportere til UNECE (The United Nations Economic Commission for Europe). De 4 PAH'er er:

1. Benz(a)pyren
2. Benzo(b)fluoranthren
3. Benzo(k)fluoranthren
4. Indeno(1,2,3-cd)pyren

De 4 PAH'er præsenteres kun i g/GJ, da det er i den enhed, DCE indrapporterer til UNECE.

Værdierne sammenlignes også med de emissionsfaktorer, DCE anvender for emissionen fra brændeovne.

3.2.5 Korrektion for tab af partikler i fortyndingskanalen

Målingerne foretages efter principperne i de norske standarder NS 3058-2 Bestemmelse av partikulære utslipp /3/ og NS 3058-3 Bestemmelse av organiske mikroforurensninger (PAH) /4/, samt de respektive metodeblade for måling og analyse af de enkelte parametre. Her skal det specielt bemærkes, at NS 3058-2 for måling af partikler indeholder en formel (4) til korrektion af den målte emission til den rapporterede værdi.

Formel (4): $E_{ad} = 1,82 \times E^{0,83}$

E_{ad} Er partikelemission justeret til rapporteret emission i g/h.
 E Er den målte partikelemission i g/h.

Formlen justerer koncentrationen op afhængigt af den konkrete målte timeemission i g/h. Standarden angiver ikke årsagen til denne korrektion, men Teknologisk Institut oplyser, at det er en korrektion for afsætning af partikler i fortyndingskanalen. NS 3058-02 er fra 1994, og den bygger på den Amerikanske standard US EPA Standard Method 5G - Determination of Particular Matter Emission from Wood Heaters (Dilution Tunnel Sampling Location) /5/. US EPA har ikke daterede standarder, men den udgave, NS 3058-2 bygger på, er naturligvis fra nogle år tidligere end 1994. Det har ikke været muligt at finde yderligere oplysninger om korrektionsformlen, idet den, der har udarbejdet den Norske standard, er gået på pension for mange år siden, og henvendelser til US EPA om det er ikke blevet besvaret. Korrektionsformlen er mindst 25 år gammel, og den gang var partikelemissionen fra brændeovne langt større, end den er i dag, så korrektionsformlen er måske ikke så korrekt for nyere brændeovne, som har betydelig lavere emission end brændeovne fra perioden op til ca. 1990, hvor formelen senest må være udarbejdet.

Korrektionen er ikke uvæsentlig, specielt ved lav timeemission, hvor der er den største procentvise opjustering af koncentrationen. Hvis den målte timeemission er 0,5 g/h, så er den korrigerede emission 1,02 g/h, dvs. et tillæg på 105 % af det målte. Hvis den målte timeemission er 10 g/h, så er den korrigerede emission 12,3 g/h, dvs. et tillæg på kun 23 % af det målte.

Der er en tydelig afsætning af partikler og tjærestoffer i fortyndingskanalen, så en korrektion for tabet er yderst relevant men er også en kilde til usikkerhed, dels fordi længden af fortyndingskanalen varierer fra hus til hus, og dels fordi der helt sikkert er andre forhold, som har betydning for graden af afsætning. Her kan nævnes fordelingen efter partikelstørrelse, kanalens indre overflader, fortyndingsflowet, kanalens overfladetemperatur, koncentrationen af kondenserbar OGC og sidst men ikke mindst, hvor stor en del af partiklerne og den kondenserbare OGC, der er aflejret i skorstenen, som varierer meget i størrelser og udformning.

I alle udførte enkeltmålinger er middelværdien af korrektionen 1,6, og enkeltværdierne varierer fra 1,2 til 2,2. det vil sige, at de rapporterede måleværdier er 60 % større end rent faktisk målte værdier for alle parametrene. Det skal her bemærkes, at ved målingerne i Gundsømagle i 2003-05 (/1//2/), blev der ikke foretaget en tilsvarende korrektion af resultaterne efter NS 3058, og derfor kan målinger i de to projekter ikke sammenlignes direkte. For at gøre det muligt, er Gundsømaglemålingerne derfor blevet korrigeret efter NS 3058 på samme måde som målingerne i dette projekt.

I standarden NS 3058-3 om måling af PAH angives, at målingerne skal beregnes som angivet for måling af partikler i NS 3058-2, dvs. med korrektion for tabet af partikler i fortyndingskanalen. Da målingerne af BC og dioxiner også er måling af partikler, er der foretaget korrektion for alle målingerne med den samme korrektionsfaktor som beregnet for partikler.

3.3 Underleverandører

Alle målinger og prøvetagninger er udført af FORCE Technology, og den efterfølgende vejning af partikelfiltrene udføres af FORCE Technology's laboratorium. Følgende prøver er sendt til analyse på eksterne analyselaboratorier:

Parameter	Analyselaboratorium
Dioxiner og PAH	Eurofins GFA i Hamborg
EC/OC	Sunset Laboratory BV i Holland

Den lokale skorstensfejmester har sammen med brændeovnsforhandleren Ildstedet i Vallensbæk bistået med at finde og udvælge egnede huse med nyere brændeovne, som potentielt vil være velegnede til at lave målinger på. De har et indgående kendskab til brændeovnene i området, dels fordi forretningen har leveret en stor del af de moderne brændeovne i området, og dels fordi skorstensfejeren siden den første brændeovnsbekendtgørelse trådte i kraft den 1/1 2008, har skullet godkende tilslutning af brændeovne ved signering af prøvningsattesten.

Ildstedet har også været underleverandør til at opstille, nedtage og flytte fortyndingskanalen. De har personale, der er vant til at opstille brændeovne og montere skorstene, hvilket indebærer færden på hustage og arbejde med at håndtere og montere rør.

3.4 Målemetoder

Følgende målemetoder er anvendt ved udførelsen af måleprogrammet:

Tabel 1 Målemetoder

Stof	Målemetode
Støv	Metodeblad MEL-02
Dioxiner og furaner	Metodeblad MEL-15
PAH	Metodeblad MEL-15
Volumenstrøm	Metodeblad MEL-25
Temperatur	VDI 3511 bl. 1-5, DS/IEC 584-2
Black carbon	Opsamling på filter ifølge metodeblad MEL-02 med analyse af EC/OC på filteret
Fugtindhold i brænde	Manuel måling med en Hydromette Compact S Wood-Checker fra firmaet Gann

4. Udvalgte huse

Udgangspunktet for udførelse af målingerne i projektet har været, at de udvalgte huse skulle være i nærheden af FORCE Technologys adresse i Brøndby for at minimere omkostninger og tidsforbrug til transport i forbindelse med målingerne. For at kunne foretage så mange målinger som muligt, kørte de ubemandet i en del af måleperioden. Det sker normalt ved, at der er bemanding i op til et par timer efter opstart, hvorefter målingerne kører ubemandet videre, indtil den sidste genfyring er brændt ned, hvor en medarbejder kører ud og stopper målingerne. Denne fremgangsmåde blev anvendt og fungerede uden problemer ved målingerne i Gundsømagle.

Nogle af målingerne er udført i dagsperioden. Hovedparten af målingerne er dog udført fra sen eftermiddag ved 16-18-tiden og frem til aften ved 22-24-tiden, hvor den måleansvarlige er kørt ud for at stoppe målingen.

4.1 Udvalgte huse

De endeligt udvalgte huse, der er udført målinger på, er beskrevet i de følgende afsnit med oplysninger om anvendelse af brændeovnen, brændet, fyringsvaner, optændingsmetode mv., som også illustreres med billeder.

Hus nr. 1

Etplans parcelhus med lav tagrejsning og ståskorsten.

Brændeovnen anvendes dagligt som supplerende varmekilde. Ejer tænder normalt op efter arbejde og fyrer frem til sengetid. I weekender fyres ofte hele dagen.

Fyrer med blandet træ, dvs. både almindeligt brænde fra tynde grene med bark til store brænde knuder og brugte paller, som dog kun udgør en mindre del af den samlede mængde. Det er i øvrigt ikke tilladt at fyre med affaldstræ, herunder brugte paller, i brændeovne, men da formålet var at måle emissioner under virkelige forhold, blev ejeren ikke bedt om undlade at fyre med affaldstræet, men han blev gjort opmærksom på, at det ikke er tilladt at brænde affaldstræ.

Alt træet er fældet i grundejerforeningens haver, og det er alle mulige forskellige træsorter, som der nu kan være i haver.

Brændet tørrer mindst 2 år inden anvendelse og opbevares i overdækket brændeskur og har et indhold af fugt på 8-16 %.

Optænder ved at stille brænde op i et hjørne af brændekammeret og tænder op med Burner optændingsposer.



Hus nr. 1 optænding

Hus nr. 2

Parcelhus med høj kælder og mellemhøj tagrejsning og muret skorsten med isolerende kerne.

Brændeovnen anvendes til hyggefyring og til ekstra varme i den kolde tid. Der er altid manden, der tænder op og, men begge beboere genfyrrer, afhængigt af hvem der ser, at det er på tide at genfyre.

Bruger ovntørret brænde købt i brændetårn, som opbevares tørt under udendørs trappe, og tages ind nogle dage før anvendelsen. Fugtindholdet er målet til mellem 12 % og 16 %. Nogle brænde knuder er af lidt større dimension end anbefalet til korrekt fyring, hvilket ofte forekommer i brændetårne.

Tænder op fra oven med tykke optændingspinde nederst, tyndere ovenpå og optændingsposer. Fylder først større brænde knuder på, når der er god gang i forbrændingen. Det er en alternativ topdown optænding, som nok ikke er helt så god som den rigtige med to stykker træ nederst, men helt sikkert bedre end optænding fra bunden, og det er sikkert en god metode til at få opvarmet skorstenen.



Hus nr. 2 Brændeopbevaring og optænding

Hus nr. 3

Toetagers parcelhus med høj kælder og høj tagrensning med stålskorsten.

Brændeovnen bruges hyppigt til hygge og supplerende varme i huset. Begge i ægteparret fyrer i brændeovnen, men det var kun kvinden, der var hjemme og fyrede på måledagene.

Køber brænde i brændetårn, som opbevares overdækket.

Optænder ved at fylde 4 brændeknuder på kryds, og tænder op fra oven med mindre pindebrænde og optændingsposer. Da brændet er meget tørt, fungerer det normalt godt, så der hurtigt kommer gang i forbrændingen, selvom der nok fyldes for meget brænde på set i forhold til brændekammerets størrelse, for at opnå en så optimal forbrænding som mulig.



Hus nr. 3 Kort efter optænding

Hus nr. 4

Toetagers parcelhus med høj tagrejsning og muret skorsten.

Brændeovnen anvendes dagligt til opvarmning, så der spares på centralvarmen. Har et stort lager af brænde, så det der anvendes er mindst 3-4 år gammelt. Opbevares under tag udendørs. Fugtindhold målt til mellem 6 % og 12 % på ydersiden, og 14-16 % i midten.

Optænder med en stor brændeknude liggende og 2-3 mindre på skrå op over, med sammenkrøllet avis-papir under og et par Burner optændingsposer til optænding. Da brændet er meget tørt, fungerer den optænding, og der kommer hurtig godt gang i forbrændingen. Genfyrer typisk med to stykker brænde; et liggende og det andet på skrå op over.



Hus nr. 4 Optænding, forbrænding og brændekurv

Hus nr. 5

Etplans parcelhus med høj kælder og mellemhøj tagrejsning samt muret skorsten.

Brændeovnen anvendes kun til hyggefyring 1-2 gange ugentligt i vinterperioden, og det er kun manden, der fyrer. Brændeovnen og glassene er lidt sodet indvendig, hvilket kan skyldes for lidt skorstenstræk, idet den murede 24x24 skorsten kun er 3 - 3,5 m lang, og brændeovnen har bagud vendt røgafgang, som kræver lidt ekstra skorstenstræk.

Anvender brænde i sække (birk eller bøg), inklusiv optændingspinde i sæk, som opbevares i kælderen, hvorfor træet er meget tørt. Fugtindhold målt til 10-12 %.

Tænder op fra oven. Et par knuder lægges vandret i bunden af ovnen og optændingspinde stables ovenover med bio optændingsblokke (træ og paraffin) imellem.



Hus nr. 5 Brænde og optænding/forbrænding

Hus nr. 6

Etplans parcelhus med lav tagrejsning og stålskorsten.

Brændeovnen anvendes hyppigt, dels til hygge og dels til supplerende varmekilde så der spares på centralvarmen.

Køber palletårn med bøgetræ der står i carporten. Tages ind til mellem lager i bryggers ved siden af oliefyret, hvor det typisk står i flere dage inden det anvendes. Fugt målt fra 8-18 %.

Tænder op fra oven med to stykker brænde i bunden og optændingspinde på kryds og tværs ovenpå, med 5-6 optændingsposer imellem.

Glasruden ser fin og ren ud, uden nogen aflejring af sod eller salte, som indikerer god forbrænding og/eller hyppig rengøring af glasset.



Hus nr. 6 Brænde, optænding og forbrænding

Hus nr. 7

Etplans parcelhus med fladt tag og muret skorsten med isolerende kerne.

Ejer har lige fået installeret en ny brændeovn og har samtidigt fået renoveret skorstenen med en foring og lidt forhøjelse, for at give bedre skorstenstræk. Han har en forventning om daglig anvendelse i vinterperioden, hvor den gamle ikke blev brugt så flittigt, fordi det var ikke muligt at få den til at brænde ved lav last, så der blev altid for varmt i stuen. Det er muligt med den nye ovn, og det er blevet endnu bedre efter, at han har fået monteret en røgsuger. Målinger er

dog lavet før installering af røgsuger, så skorstenstrækket har måske ikke været helt optimalt men dog godt nok til at give en god og ren forbrænding ud fra en visuel bedømmelse af forbrændingen og glaslågens renhed.

Anvender ovntørret bøg i brændetårn, købt ca. 1 år tidligere, som er stablet i brændeskur med tag. Fugtmåling på 15-16 % i overfladen, og 12-14 % i midten af brændet.

Tænder op fra oven med to stykker brænde i bunden og mindre pinde på kryds og tværs ovenpå, sammen med 3-4 brune optændingsblokke.



Hus nr. 7 Brændekurv, optænding og forbrænding

Hus nr. 8

Toetagers parcelhus med høj kælder og høj tagrejsning samt muret skorsten med isolerende kerne.

Har lige skiftet en brændeovn fra 1994 ud med en ny. Anvender brændeovnen dagligt som supplerende varme, dels for at spare på centralvarmen, og dels for at have en højere temperatur i stuen.

Fyrer med blandet træ dvs. både almindeligt brænde, brugte paller og andet brugt træ, herunder lidt krydsfiner og der er også lidt brædder med en smule maling på. Der er dog udelukkende anvendt almindeligt brænde under målingerne. Fugtmåling: 8-14 %.

Alt træet er fældet i grundejerforeningens haver, og det er alle mulige forskellige træsorter, som der nu kan være i haver. Brændet tørrer mindst 2 år inden anvendelse og opbevares i overdækket brændeskur. Der er et ret tykt lag bark på en del af træet, hvilket afspejler de mange forskellige træsorter og stammetykkelse, der fældes og brændes. Der er et stort oplag af brænde til flere års forbrug, så der er tid til en ordentlig tørring, og træet med det tykke lag bark er fældet for nyligt, så det indgår ikke i det brænde, der er anvendt under testen.

Tænder op med et par brændestykker i bunden og tyndere optændingspinde ovenpå, med hvide optændingsblokke imellem.



Hus nr. 8 Brændekurv, brændestak og optænding

Hus nr. 9

Etplans parcelhus med lav tagrejsning og stålskorsten.

3 år gammel brændeovn anvendes flittigt for at spare på centralvarmen. I stuen er det nærmest den primære varmekilde, for efter en udbygning af stuen kan det naturgasfyrede centralvarmeanlæg ikke varme stuen ordentligt op.

Får jævnligt leveret træ skåret i ½ m stykker af en bekendt, som arbejder for kommunen, bl.a. med at fælde træet, som kan være alle mulige træsorter. Efter opskæring og kløvning stables brændet til tørring i stakke uden overdækning i haven. Træet tørrer i 2-3 år før anvendelse.

Der var både nåletræ og løvtræ i stakken, og målinger af fugtindhold i brændestykker fra den ende af stakken, han nu tager fra, viste fra 10 % og op til 17-18 % fugt.

Hus nr. 9 blev tilføjet sidst i projektet, fordi det virkede som om, at alle de brændeovne, der blev målt på, måske var for meget i den gode ende mht. forbrænding og fyringsteknik. Derfor blev skorstensfejeren spurgt, om han kunne finde en brændeovn, som tydeligt gav anledning til meget sod i skorstenen. Han hævdede nemt at kunne finde en ældre brændeovn, der soder, men at det ville være et problem at finde en nyere fra efter 2008, der gør det, bl.a. fordi de generelt er sværere at få til at brænde dårligt. Der er nok også en tendens til, at dem der har anskaffet en ny brændeovn, også gerne vil fyre ordentligt uden hele tiden at skulle rense glasruden for sod, og så har de typisk også fået instruktion i korrekt fyring af brændeovnsforhandleren, hvis den er købt med levering og opsætning. Denne udlægning om, at nyere brændeovne meget sjældent giver anledning til så dårlig forbrænding, at skorstensfejeren kan se det på sodaflejringerne i skorstenen, er bekræftet af andre skorstensfejere /12/.

Skorstensfejeren kontaktede derfor skorstensfejermestrene i naboområderne, og her vendte skorstensfejermesteren i Hvidovre tilbage med hus, hvor der tydeligt var glanssod i skorstenen. Brændeovnen havde en del sodsværtning og aflejringer på glaslågen, og desuden var der en utæthed i glasset, og skamolpladerne var revnet flere steder, hvilket helt sikkert har forringet ovnens forbrændingsegenskaber. Efter gennemførelse af målingerne blev det besluttet at supplere med et nyt sæt målinger efter en renovering af ovnen samt en instruktion af skorstensfejeren i korrekt fyring herunder specielt anvendelse af brænde i mindre dimension og optænding fra oven med pindebrænde.

Derfor er der to målinger på hus nr. 9, (9.1 og 9.2), som er henholdsvis den oprindelige brændeovn og efter renovering og fyringsinstruktion.

Inden fyringsinstruktionen blev der tændt op med tre stykker brænde, to i bunden og et ovenpå, og med sammenkrøllet avispapir under. Efter renoveringen og fyringsinstruktionen, tændes op fra oven, med to stykker brænde i bunden og mindre pinde ovenpå med nogle optændingsposer i mellem.



Hus nr. 9.1 Før renovering: Revnet skamolplade, optænding og rudebelægninger



Hus nr. 9.2 Efter renovering: Brænde, optænding, forbrænding og gløder gennem ren glaslåge

4.2 Prøvningsattester for de udvalgte brændeovne

De endeligt udvalgte huse, der er udført målinger på, er samlet vist i de næste to tabeller, sammen med data for brændeovnene og skorstenene samt værdierne for partikelemission fra prøvningsattesterne.

Tabel 2 Udvalgte huse nr. 1 til 5 med data for brændeovn og skorsten

Hus	Nr.:	1	2	3	4	5
Brændeovn	Installeret	2008	2012	2006	2004	2011
Ydelse, nominal	kW	5	4,5	6	11	5
Skorsten	Type	Stål	Muret m. kerne	Stål	Muret 24x24	Muret 24x24
	Ca. længde, m	4,5	5	6,5	6	3,2
Typeafprøvning for partikler						
NS 3058, Middel	g/kg træ	4,6	3,4	2,8	-	3,6
CEN/TS 15883/DIN+	mg/Nm ³ (n,t,13%O ₂)	-	-	-	< 75	-

Tabel 3 Udvalgte huse nr. 6 til 9, med data for brændeovn og skorsten

Hus	Nr.:	6	7	8	9
Brændeovn	Installeret	2013	2017	2017	2012
Ydelse, nominal	kW	4,5	6	7	7,5
Skorsten	Type	Stål	Muret m. kerne	Muret m. kerne	Stål
	Ca. længde, m	4	3,8	4,8	3,8
Typeafprøvning for partikler					
NS 3058, Middel	g/kg træ	2,1	2,1	1,7	2,0
CEN/TS 15883/DIN+	mg/Nm ³ (n,t,13%O ₂)	-	-	28	-

Selvom det blev spurgt ind til installationsåret for brændeovnen, har det efterfølgende vist sig, at der faktisk er udført målinger på to brændeovne, som er fra før 2008. Den ene er hus nr. 3, hvor ejeren ikke var i tvivl om, at den var installeret i 2008, man da han efter et par uger havde fundet fakturaen, så var den fra 2006. Det er dog en brændeovn, som i følge leverandøren ikke er ændret fra 2006 til 2008, og ovnen lever derfor op til 2008 brændeovnsbekendtgørelsens emissionskrav.

Den anden er hus nr. 4, hvor brændeovnen blev installeret i 2013, men på grund af en misforståelse, kom det først frem, efter at målingerne var udført, at det var en nyere brugt brændeovn, der blev installeret i 2013. Ifølge leverandøren er den pågældende brændeovn fra før 2008, men der skulle ikke have været udført nogen forbrændingsmæssige forbedringer for at leve op til emissionskravene i 2008 i Brændeovnsbekendtgørelsen, hvorfor prøvningsattesten fra 2008 er anvendt.

Det skal bemærkes, at målingerne i dette projekt kun giver emissionen per kg træ på grund af den valgte målemetode i fortyndingskanal i henhold til NS 3058, så resultaterne kan kun sammenlignes for brændeovne, der har prøvningsresultater efter NS 3058. For et af husene; nr. 4, er målingerne i prøvningsattesten udført efter DIN+, og der er derfor kun emissionsværdier for støv i mg/Nm³(n,t,13%O₂). Målinger efter NS3058 giver den totale emission fra brændeovnen, mens målinger efter DIN+ kun giver en koncentration over 30 minutter, fra 5 minutter efter pålægning af brænde på glødelag. Der kan derfor ikke regnes om mellem de to målemetoder, så det burde have været forudsat i projektet, at brændeovnene var testet efter NS 3058, så målingerne kunne sammenlignes med værdierne i prøvningsattesten. Der er desværre ingen, der har været opmærksomme på dette forhold, før rapporten blev udarbejdet, men heldigvis er det kun hus nr. 4, der har en brændeovn, der ikke har en test efter NS 3058-2.

5. Måleresultater

Projektet har genereret et meget stort antal måleresultater - ikke alle kan præsenteres samtidigt i en overskuelig form. Her præsenteres derfor primært de overordnede resultater i form af værdier for den samlede emission over de to måledage på hvert hus. Alle de målte og beregnede emissioner findes i bilag A.

De målte værdier kommenteres ved præsentationen i forhold til:

- Prøvningsresultat for partikler fra prøvningsattesten (målt i laboratorium)
- Brændeovnsbekendtgørelsens grænseværdier for partikler
- Emissionsfaktorer for partikler, BC, dioxiner og furaner samt 4 PAH'er

Grænseværdier og emissionsfaktorer for de fire sidste punkter præsenteres kort i de næste afsnit.

I kapitlet med diskussion af måleresultaterne inddrages bl.a. resultaterne fra målingerne i Gundsømagle i vintrene 2003/04 og 2004/05 men i opdateret og korrigeret udgave, så de er sammenlignelige med resultaterne fra målingerne i dette projekt.

5.1 Partikler

5.1.1 Brændeovnsbekendtgørelsen grænseværdier for partikler

Miljøstyrelsen har ønsket, at målingerne udføres på brændeovne, der er fra 2008 eller nyere, da dette er en forudsætning for at kunne sammenligne værdier målt i et laboratorium med værdier målt under virkelige forhold. Baggrunden for dette er, at alle nye brændeovne, der er bragt i omsætning - dvs. solgt efter den 1. juni 2008, har skullet overholde emissionskravene i brændeovnsbekendtgørelsen.

De målte emissioner af partikler skal sammenlignes med grænseværdierne i brændeovnsbekendtgørelsen, som ses i Tabel 4.

Tabel 4 Grænseværdier i brændeovnsbekendtgørelserne

Målemetode	NS 3058		DIN+
Test	Gennemsnit	Maks. i prøver	Første 30 minutter
Gældende fra:	g/kg træ	g/kg træ	mg/Nm ³ 13% O ₂
1. juli 2008	10	20	75
26. juli 2015	5	10	40
26. januar 2018	4	8	30

Det skal bemærkes, at målingerne i dette projekt kun giver emissionen per kg træ på grund af den valgte målemetode i fortyndingskanal i henhold til NS 3058, så resultaterne kan kun sammenlignes for brændeovne, der har prøvningsresultater efter NS 3058, som beskrevet i afsnit 4.2.

5.1.2 DCE emissionsfaktorer til UNECE indberetninger

Alle målingerne i opgørelsesenheden masse/GJ sammenlignes med de emissionsfaktorer, som DCE (Nationale Center for Miljø og Energi) anvender til at beregne og indrapportere den samlede Danske emission af bl.a. partikler, dioxin, og PAH, og som noget nyt også black carbon (BC) fra danske brændeovne til UNECE (The United Nations Economic Commission for Europe). Beregninger sker ved at gange en emissionsfaktor (EF) med det samlede brændeforbrug, begge opdelt efter en gruppering af brændeovne efter alder og emission.

Det er væsentlig for korrekte emissionsopgørelser, at de anvendte EF også svarer til de faktiske emissioner. Derfor sammenlignes de målte emissioner med de EF'er, som DCE anvender.

DCE anvender i alt 8 grupper af emissionsfaktorer for brændeovne, hvor inddelingen afhænger af typer og alder, og om de har et miljømærke.

Emissionsfaktorerne for partikler, BC, dioxiner og fire PAH'er for de relevante 7 grupper er vist i Tabel 5.

De relevante grænseværdier/grupper er umiddelbart nr. 3, 4, 5 og 6, som er markeret med farvede celler i Tabel 5.

Tabel 5 Emissionsfaktorer for brændeovne fra DCE emissionsopgørelse til UNECE

Emissions Faktor	PM (TSP)	BC	Dioxiner og furaner	Benz[a]-pyren	Benzo[b]-fluor-anthen	Benzo[k]-fluor-anthen	Indeno [1,2,3-cd]-pyren
Enhed	g/GJ	g/GJ	ng/GJ	mg/GJ	mg/GJ	mg/GJ	mg/GJ
Old stove	1000	93	800	121	111	42	71
New stove	800	74					
Modern stove (2008-2015)	556	82	250	61	56	21	36
Modern stove (2015-2017)	278	41					
Modern stove (2017-)	222	33					
Eco labelled stove / new advanced stove (-2015)		58	100	10	16	5	4
Eco labelled stove / new advanced stove (2015-)	167	43					

Den sidste gruppe med "Eco labelled stove / New advanced stove (2015-)" er ikke relevant, fordi der ikke indgår nogen miljømærkede brændeovne, der er nyere end 2015 i projektet.

5.2 Black carbon (BC)

Fokus på emission af BC som følge af opdagelsen af den klimapåvirkning, afsætning af BC har på sne og is i de arktiske områder, er relativ ny, så det her endnu ikke medført nogen regler eller grænseværdier for emission af BC fra brændeovne, hverken danske eller udenlandske. Der er heller ikke nogen international enighed om en definition af BC og derfor heller ikke om en målemetode.

Der findes også kun et begrænset antal data og målinger af BC emission fra brændeovne, og derfor sammenlignes de målte emissioner kun med de målinger, TI har udført i to projekter for Miljøstyrelsen:

1. LowCarbon Brændkammer. MUDP-rapport. Juni 2017 /7/.
2. Laboratoriemålinger af emissioner fra brændeovne ved forskellige fyringsteknikker. Miljøprojekt nr. 1969. November 2017 /8/.

5.3 Dioxiner og furaner

Der er generelt ingen regler eller grænseværdier for emission af dioxin fra brændeovne, som de målte emissioner kan sammenlignes med. Den findes kun to sæt regler og emissionsgrænseværdier for dioxin og furaner i Danmark, og det er:

1. Emissionsgrænseværdien på 0,1 ng I-TEQ/m³(n,t) ved 11 % O₂, som gælder for anlæg, der forbrænder affald eller kemikalieaffald (farligt affald), som er fastsat i EU's IE direktiv /17/ for affaldsforbrænding og implementeret i Danmark med affaldsforbrændingsbekendtgørelsen /18/.
2. En emissionsgrænseværdi fastsat i Luftvejledningen /15/ på 0,1 – 0,2 ng I-TEQ/m³(n,t), for industrianlæg, hvor den årlige massestrøm af dioxiner og furaner er større end 0,01 g I-TEQ/år.

Emissionsgrænseværdierne er fastsat ud fra de tekniske og økonomiske muligheder for at begrænse emissionen af dioxiner og furaner, og de kan derfor ikke anvendes i forhold til brændeovne.

Der findes ingen B-værdi for dioxiner og furaner, fordi det er uønskede og miljøfarlige stoffer, hvor udledningen bør begrænses mest muligt. Det er desuden den samlede dosis og indtagelse gennem hele livet, der er afgørende for den toksiske effekt. Her er indåndingen af dioxiner og furaner ubetydelig i forhold til den primære belastning, som sker via indholdet i fødevarer.

De udførte målinger af dioxinemissionerne sammenlignes med de tidligere Gundsømaglemålinger samt enkelte andre målinger på brændeovne, der alle er udført på TI's prøvestand for brændeovne og rapporteret i:

1. Måling af dioxinemissionen fra udvalgte sekundære kilder. Miljøprojekt nr. 649/2001 /10/.
2. Test of technologies for flue gas cleaning and combustion improvement for existing residential wood burning appliances. Environmental Project 1393, 2011 /11/.
3. Laboratoriemålinger af emissioner fra brændeovne ved forskellige fyringsteknikker. Miljøprojekt 1969, 2017 /8/.

5.4 PAH

Der er ingen regler eller grænseværdier for emission af PAH fra brændeovne, som de målte emissioner kan sammenlignes med ud over, at emissionen af fire PAH'er, der kan sammenlignes med de respektive emissionsfaktorer fra DCE's emissionsopgørelser til UNECE.

5.5 Måleresultater og delmålinger

Målingerne på alle brændeovne er udført over to dage med en varighed på mellem 4 ½ timer og 7 ½ timer pr. dag.

Målingerne af dioxiner og furaner og PAH er udført med en samlet prøvetagning over begge dage, dvs. en måleværdi for hvert hus.

For partikler og BC er der udført et varierende antal delmålinger fra 1 til 3 per måledag, men på hovedparten af dagene er der lavet 2 delmålinger.

- Den første delmåling er altid fra optænding og enten indtil ca. 10 minutter før næste genfyring eller, til dagens måling slutter.
- Tilsvarende starter den anden delmåling lige før første genfyring og slutter enten ca. 10 minutter før næste genfyring eller, når dagens måling slutter.
- En evt. tredje måling starter lige før dagens anden genfyring, og varer til dagens måling slutter.

De ca. 10 minutter er den tid, der går med skifte af filtre. Det betyder, at der mangler nogle perioder på 10 minutter, hvor der ikke er målinger af partikler og BC, men da det er til sidst i glødefasen, hvor partikelemissionen er meget lille, anses det for værende uden betydning for de samlede måleresultater.

5.6 Usikkerheder og fejlkilder

Der er en række usikkerheder og fejlkilder, som kan have påvirket måleresultaterne i større eller mindre grad.

Der er altid usikkerhed på målingerne, som omfatter:

1. Prøvetagning.
2. Analyse.
3. Måling af flow i fortyndingskanalen.
4. Måling af fugtindhold i brændet.

Derudover er der for de gennemførte målinger følgende mulige/oplagte fejlkilder:

5. Fejl i afvejning af brænde, f.eks. fejlafslæsning af vægt eller genfyring med brænde, der ikke vejes.
6. Varierende grad af afsætning af partikler i fortyndingskanalen afhængigt af dens længde.

Usikkerhederne på målinger vil normalt give tilfældige variationer omkring den sande værdi, mens systematiske fejl ændrer middelværdien, så den målte værdi bliver enten for stor eller for lille. Det er dog generelt meget nemmere at lave fejl i en prøvetagning, så der opsamles for lidt prøve, f.eks. en utæthed så der suges falsk luft, end at lave fejl, der opsamler for meget prøve. Derfor er det mest sandsynligt, at fejl ved prøvetagning giver for lave værdier.

Med hensyn til fejlkilder, vil fejl ved aflæsning af vægten ved afvejning af brænde kunne give både for høj og for lav mængde brænde. Hvis der direkte brændes træ, der ikke indgår i vejningen, vil det naturligvis kun kunne medføre en for lav registreret mængde brændt træ. Aflæsning af vægten vurderes dog at have været meget pålidelig, så det betragtes som en meget lille fejlkilde.

Den største fejlkilde i målingerne anses umiddelbart for at være forkert korrektion for afsætning af partikler i fortyndingskanalen, som foretages efter korrektionsformlen i NS 3058-2. Der er varierende længde på fortyndingskanalen afhængig af afstanden fra jorden og op til skorstenstoppen, og da afsætningen af partikler også afhænger af fortyndingskanalens længde og diameter, kan korrektionsformlen ikke være korrekt i alle tilfælde. Flere af husene har høj kælder, så der er 1-1,5 m op til gulvniveau, hvor brændeovnen står. Der er også varierende taghældning, som ligeledes har betydning for længden af fortyndingskanalen. Flere af husene har sikkert en længde på fortyndingskanalen, som svarer nogenlunde til den maksimale tilladte længde på 9,1 m i en testopstilling efter NS 3058, mens andre er kortere, hvor der afsættes færre partikler. Der var også tydelig afsætning af fedtede tjærestoffer i de rør, der blev anvendt til fortyndingskanalen, med det var ikke muligt at vurdere mængden af afsatte partikler. Per efterrationalisering burde længden af fortyndingskanalen på hvert hus have været målt op, så den beregnede korrektion for hver måling i det mindste kunne være vurderet i forhold til længden af fortyndingskanalen. Da arealet i fortyndingskanalerne under målingerne generelt har været mindre end i en testopstilling, vurderes korrektionerne at være for store.

Den samlede vurdering af usikkerheden på målingerne er, at resultaterne med større sandsynlighed er for høje end for lave.

5.6.1 Indirekte fejlkilder

Når der udføres denne type målinger af emissioner fra brændeovne under normal anvendelse hos almindelige mennesker, så er der en risiko for, at deres normale betjening af brændeovnen er påvirket af, at der udføres målinger. Det kan medføre målte emissioner, der afviger fra det der normalt forekommer.

Der kan umiddelbart være to forhold ved fyringerne, der kan give denne type indirekte fejl eller afvigelser:

- Den øgede opmærksomhed vil formentlig i mange tilfælde medføre en bedre styring af brændeovnen, mht. påfyring og justering af lufttilførslen, hvilket kan give lidt bedre forbrænding end den gennemsnitlige, så emissionen er i den lave ende af det interval, der normalt er fra brændeovnen.
- Bevidstheden om målingerne medfører, at der fyres meget bedre end normalt, så forbrændingen er bedre end normalt, og emissionerne er lavere end normalt. Det forudsætter dog, at ejeren ved, hvordan man skal fyre for at opnå det.

Det er helt naturligt, at når de bliver bedt om at veje brænde og passe brændeovnen i måleperioden, så vil de også være mere opmærksomme på at gøre det, og det kan medføre at deres forbrænding bliver bedre og giver lavere målte emissioner, end ved deres normale fyring. Hertil er der kun at sige, at det er vilkårene for den type målinger, for man kan ikke gøre det, uden at folk ved, at der måles. Det forhold gjorde sig også gældende for de målinger der blev udført i Gundsømagle, så sammenligningen er derfor udført på det samme grundlag, så forskelle i emissionerne mellem de to projekter kan derfor ikke tilskrives denne fejlkilde.

Når ejeren er mere opmærksom, så kan det også medføre, at fyringen bliver lidt bedre, fordi det bedre huskes at regulere optimalt på lufttilførslen de rigtige steder i forbrændingsforløbet, men de færreste brændeovnsejere ved nok om fyringsforhold og emissioner til at kunne fyre så meget bedre end normal, at det giver en afgørende forskel i emissionerne. I nogle tilfælde kan en bevidst anstrengelse for at fyre så godt som muligt medføre forhøjede emissioner, fordi det er meget svært og kræver meget erfaring med de faktiske emissioner at afgøre, hvad der er den bedste forbrænding med lav emission.

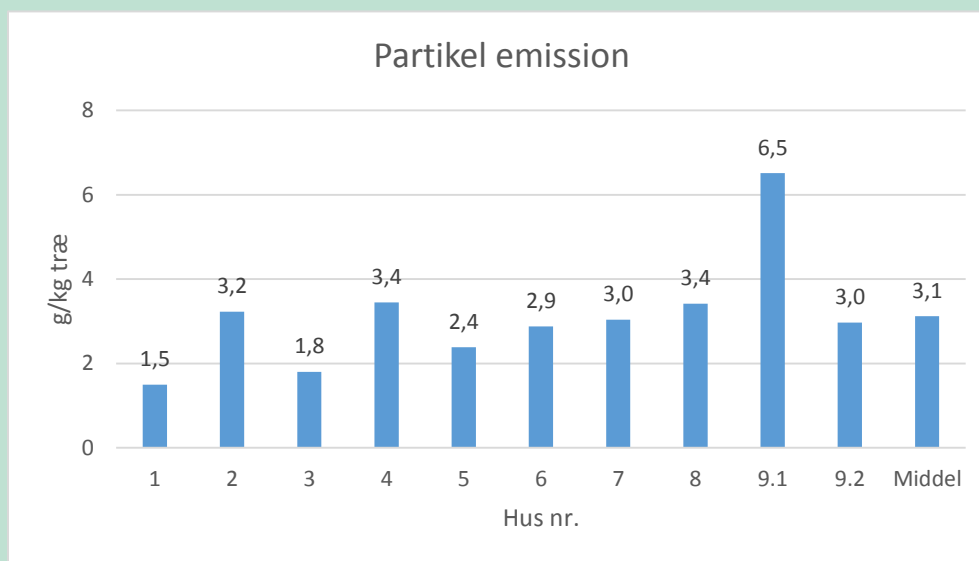
Den samlede vurdering af de indirekte fejlkilder er, at:

- der sandsynligvis er en lille effekt på styringen af brændeovnen, så de målte emissioner er i den bedre ende af det der normalt emitteres fra brændeovnen, men forskellen vurderes at være lille, specielt i forhold til de variationer der er i emissionerne mellem de enkelte huse.
- folk generelt ikke ved nok om korrekt fyring til, at de under målingerne kan have fyret afgørende bedre end normalt, og derfor anses det for usandsynligt, at det kan have haft nogen væsentlig betydning for de målte emissioner.

5.7 Partikel emission

FIGUR 1 viser resultaterne for emissionen af partikler fra hvert hus som middel over de to måledage.

FIGUR 1. Partikelemission i g/kg træ som middel over 2 måledage.



Hus nr. 9.1 er måling på en dårlig vedligeholdet brændeovn med utætheder og revnede isoleringsplader samt tilsødet glas i lågen. Hus nr. 9.2 er samme hus og brændeovne men efter renovering af brændeovnen og instruktion i korrekt fyring. Det medførte specielt anvendelse af lidt mindre dimension brænde end tidligere samt optænding fra oven med optændingspinde.

Det er tydeligt, at den dårligt vedligeholdte brændeovn giver en meget forhøjet emission af partikler, både i forhold til de øvrige målinger og i forhold til samme ovn efter renovering og instruktion i korrekt fyring. Det kan dog ikke afgøres, hvor stor betydning de to tiltag hver især har haft på den halvering i partikelemissionen, som målingerne viser. På baggrund af de øvrige målinger, hvor brændeovnene generelt har været i orden, og der ikke er givet nogen fyringsinstruktion, tilskrives hovedårsagen til halveringen af partikelemissionen renoveringen af brændeovnen.

Hvis nr. 9.1 ikke medregnes i middelværdien for alle målingerne, reduceres middelværdien til 2,7 g/kg træ.

Til sammenligning vises nedenfor de målte partikelemissioner fra brændeovne fra Gundsømagleprojektet i 2004/05 med datidens brændeovne i FIGUR 2. Her skal to forhold iagttages, som gør det problematisk at sammenligne værdierne i de to projekter direkte:

1. Målingerne af partikler i Gundsømagleprojektet blev udført ved at veje det kvartsuld filter, der blev anvendt til opsamling af dioxin og PAH samt et planfilter placeret efter XAD adsorbenten. Vejningerne før og efter eksponeringen blev ikke udført efter normal praksis efter tørring i en ovn ved 105 °C men ved konditionering af filtrene til konstant vægt ved 23°C og 52 % RH. Årsagen var, at tørring i ovn ved 105 °C sandsynligvis ville medføre for-dampning af

PAH og dioxin. Den metode betyder, at partiklerne indeholder noget fugt og derfor giver for høje resultater.

Planfiltrene blev dog ikke vejlet før eksponeringen, så for dem blev en gennemsnitlig vægt af filtrene anvendt som før-vægt, da farvning viste, at de opsamlede en del partikler, som dog kun udgjorde ca. 5 % af det, som kvartsuldfiltrene opsamlede, men der var også en ukendt men lille mængde partikler, der blev afsat i XAD'en, som betyder, at vægten af partikler bliver for lav.

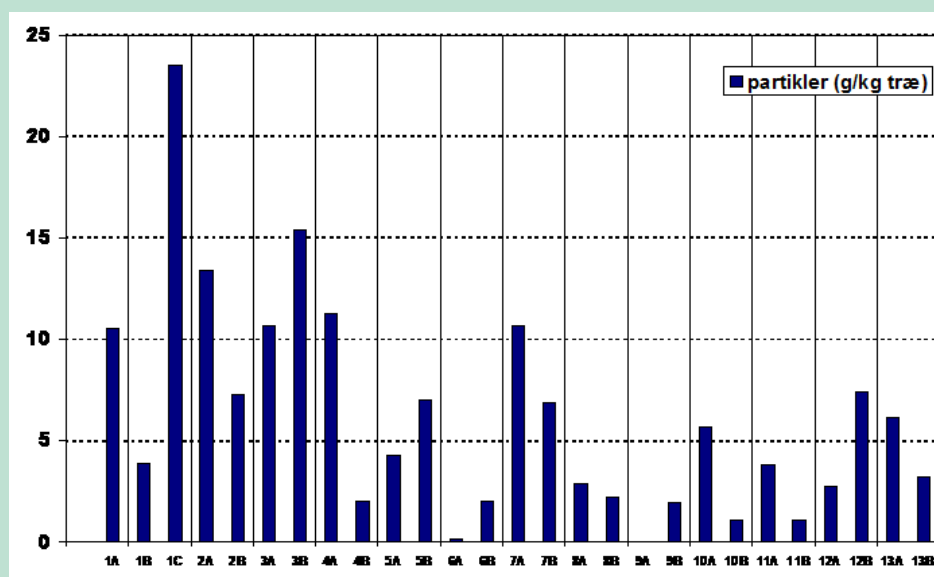
Overestimeringen af partiklernes vægt på grund af tørremetoden, som medfører, at vandindhold i kvartsulden og partiklerne, som vejes, efter vores vurdering er større end den afsatte mængde partikler i XAD'en, og så er der samlet er tale om, at de målte partikelemissioner skal betragtes som maksimumsværdier og ikke minimumsværdier, som ellers opgives i rapporterne.

2. Beregning af emissionerne er ikke foretaget efter NS3058, så der er ikke lavet nogen korrektion for tab af partikler i fortyndingskanalen. I dette projekt er korrektionsfaktoren i gennemsnit 1,6, og selvom faktoren afhænger af den målte timeemission, så er Gundsømagleemissionerne i mangel af mulighed for korrekte beregninger, korrigeret med den samme faktor for at gøre dem bedre sammenlignelige med dette projekt.

Dette forhold med korrektionsfaktor gælder også for de øvrige målinger, hvor partikler indgår, dvs. PAH, dioxin og furaner.

FIGUR 2. Partikelemission fra Gundsømaglemålingerne i 2004/05.e

OBS: Data er ikke korrigeret for afsætning i fortyndingskanalen efter NS 3058 formelen

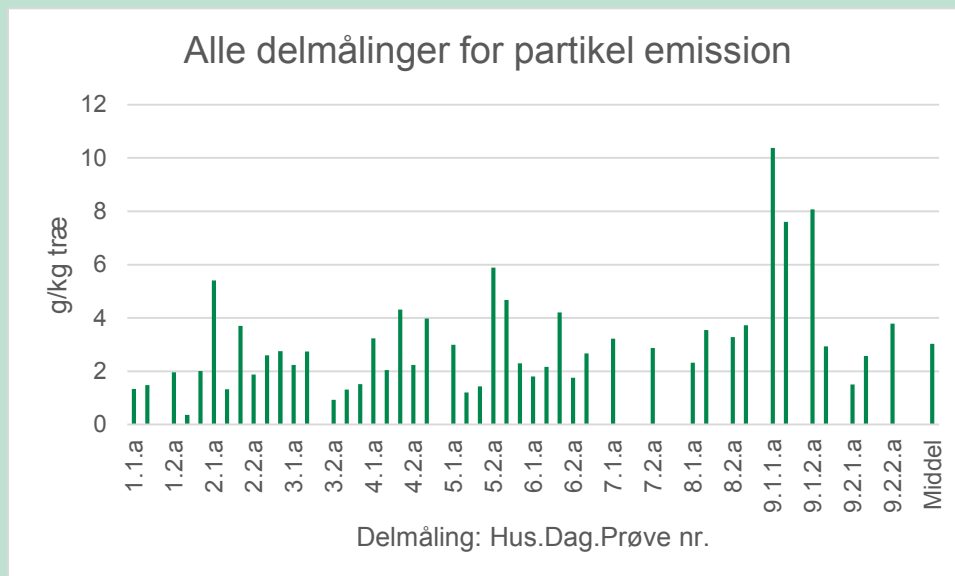


De målte emissioner for partikler er på mellem 0,1 og 23,5 g/kg træ (middelværdi 6,2 og median 4,3 g/kg træ). De to laveste målinger på hhv. 0,1 og 0,2 g/kg træ er påfaldende lave i forhold til de øvrige målinger samt andre undersøgelser, og det kan ikke udelukkes, at der er en målefejl forbundet med disse to resultater.

Middelværdien for målingerne i dette projekt på 2,9 g/kg træ og er således mindre end halvdelen af Gundsømagleprojektets middelværdi på 6,2 g/kg træ. Hvis man tillige korregerer Gundsømaglemålingerne for afsætning af partikler i fortyndingskanalen med en faktor 1,6, får man en forskel i middelværdierne på 70 % fra 9,9 g/kg træ i Gundsømaglemålingerne til 2,9 g/kg træ i dette projekt.

Som nævnt i afsnit 5.5 er der udført en række delmålinger af partikelemissionen, og alle disse er vist i FIGUR 1.

FIGUR 3. Alle delmålinger af partikelemission



Der er tydeligt en pæn variation fra 0,4 til 10,4 g/kg træ mellem enkeltmålingerne. Variationerne viser tydeligt, at det er vanskeligt at lave reproducerbare fyringer, dvs. at opnå ens emissioner fra fyring til fyring. Det er dog også tydeligt, at alle delmålinger i hus 9.2 er væsentligt lavere end i 9.1, så effekten af renovering af ovnen og fyringsinstruktionen viser sig tydeligt i målingerne.

Det kan også bemærkes, at den første fyring med optænding (alle "a" prøverne) ikke altid giver en større partikel-emission end de efterfølgende genfyringer. Tværtimod er den i mange tilfælde lavere, hvilket i nogle huse kan skyldes optænding fra oven, men det kunne også skyldes en større afsætning af partikler indvendig i skorstenen og i fortyndingskanalen, som begge er kolde ved optændingen, hvilket antages at kunne give en større afsætning af partikler og OGC, der kondenserer på de kolde overflader.

5.7.1 Partikelemission i forhold til prøvningsattester

I Tabel 6 vises den målte emission som middel over de to måledage sammen med den største delmåling og de målte værdier fra prøvningsattesterne. Der mangler desværre testværdier for en af brændeovnene, fordi den ikke er testet efter NS 3058 men efter DIN+ og derfor kun har testværdier i koncentration, som er måling af middelkoncentrationen i 30 minutter startende 5 minutter efter genfyring på glødelag.

Tabel 6 Målt partikel emission og værdier fra prøvningsattesterne

Hus	Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9.1	9.2
Måling, middel	g/kg	1,5	3,2	1,8	3,4	2,4	2,9	3,0	3,4	6,5	3,3
Måling, maks.	g/kg	2,0	5,4	2,7	4,3	5,9	4,2	3,2	3,7	10,4	3,8
Attest, middel	g/kg	4,6	3,4	2,8	-	3,6	2,1	2,1	1,8	2,0	
Attest, maks.	g/kg	-	3,7	5,3	-	4,2	-	2,1	2,3	2,7	

Målte værdier, der er større end værdierne fra prøvningsattesterne, er markeret med farvede celler.

Alle målingerne, undtaget hus 9.1 før renovering af brændeovnen, er mindre end grænserne i den nyeste brænde-ovnsbekendtgø-

relse, som gælder fra den 26. januar 2018. Det er henholdsvis 4 g/kg/træ som gennemsnit og 8 g/kg træ som maks. i hver delprøve.

I 5 af husene er de målte emissioner mindre end testværdierne fra prøvningsattesterne.

Det skal her bemærkes, at hovedparten af det brænde, der anvendes i danske brændeovne og også er anvendt under feltmålingerne, er løvtræ, der giver en langsommere og mere jævn afgasning og dermed lavere partikelemission end ved fyring med nåletræ, som anvendes ved testen i prøvningsattesterne. Nåletræ giver en hurtigere og kraftigere afgasning og dermed større partikelemission. Hvis der udelukkende var fyret med nåletræ i alle husene, så ville der sandsynligvis være målt noget højere partikelemission.

5.7.2 Partikelemission og emissionsfaktorer

I Tabel 7 er vist de målte partikelemissioner over de to måledage i g/kg træ og i g/GJ.

Tabel 7. Partikelemission som middel over 2 måledage

Hus nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9.1	9.2	Middel
Årgang	2008	2012	2006	< 2008	2011	2013	2017	2017	2012	2012	-
g/kg træ	1,5	3,2	1,8	3,4	2,4	2,9	3,0	3,4	6,5	3,0	2,9
g/GJ	96	210	119	215	145	184	162	213	423	193	184

UNECE emissionsfaktorer for partikler er 556 g/GJ for Modern stove (2008-2015), og det er alle de målte emissioner væsentligt under. Den højeste måling er 423 g/GJ i hus nr. 9.1, mens den laveste er 96 g/GJ i hus nr. 1.

Hvis der ses bort fra hus 9.1, er alle målinger også lavere end emissionsfaktoren for både Modern stove (2015-2017) på 248 g/GJ, og for Modern stove (2017-) på 222 g/GJ.

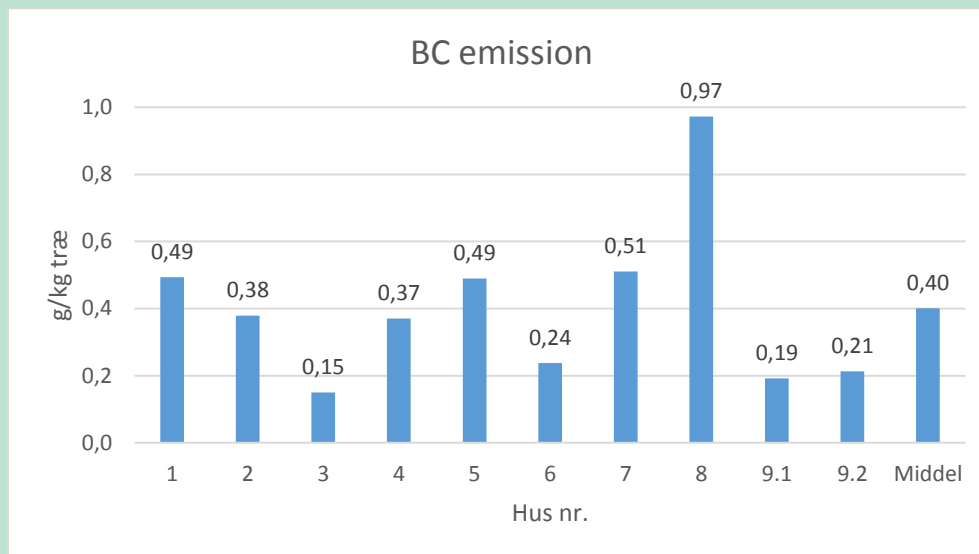
Hus nr. 9.1 har en brændeovn i meget dårlig stand fra 2014, som har utætheder og revnede skamolplader. Hus nr. 9.2 er den samme ovn men efter en renovering udført af skorstensfejeren, som samtidigt har instrueret ejeren i korrekt fyring, herunder specielt fyring med lidt mindre stykker brænde og optænding fra oven med optændingspinde.

Middelværdien for alle målingerne på 184 g/GJ svarer til 33 % af emissionsfaktoren på 556 g/GJ.

5.8 BC emission (Black Carbon)

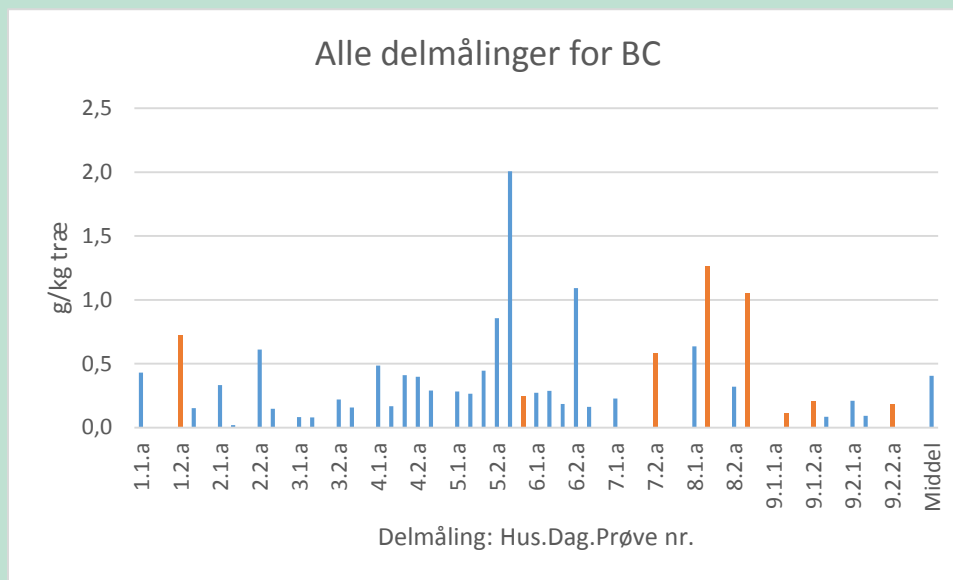
Emissionen af BC er målt parallelt med partikelmålingerne, men på grund af den lange prøvetagningstid er der 8 ud af de 40 analyserede filtre, som enten er tæt på eller over analysens måleområde for EC (= BC) eller TC. Derfor er resultaterne ifølge laboratoriet behæftet med en forhøjet usikkerhed. De beregnede BC emissioner som middel over de to måledage for hvert hus i FIGUR 4 er baseret på alle målingerne, også dem der er behæftet med forhøjet usikkerhed. De 8 prøver er ikke trukket ud, dels fordi det ville give for få måleresultater for et par af husene, og dels fordi de ikke afviger markant fra de øvrige resultater, som det ses i FIGUR 5. Hvis de 8 målinger trækkes ud, betyder det kun er reduktion af middelværdien med 10 % fra 0,40 til 0,36 g/kg/træ.

FIGUR 4. BC emission i g/kg/træ som middel over to måledage



Middelværdien for alle BC målingerne på 0,4 g/kg træ er på samme niveau som i to TI projekter /5//6/, hvor middelværdien af 18 BC målinger var 0,56 g/kg træetørstof i det ene og middelværdien for 45 målinger var 0,48 g/kg træetørstof i det andet.

FIGUR 5. BC emission i g/kg træ for alle delmålinger. Orange søjler er prøver med forhøjet usikkerhed, da prøverne var tæt på eller over analysens måleområde

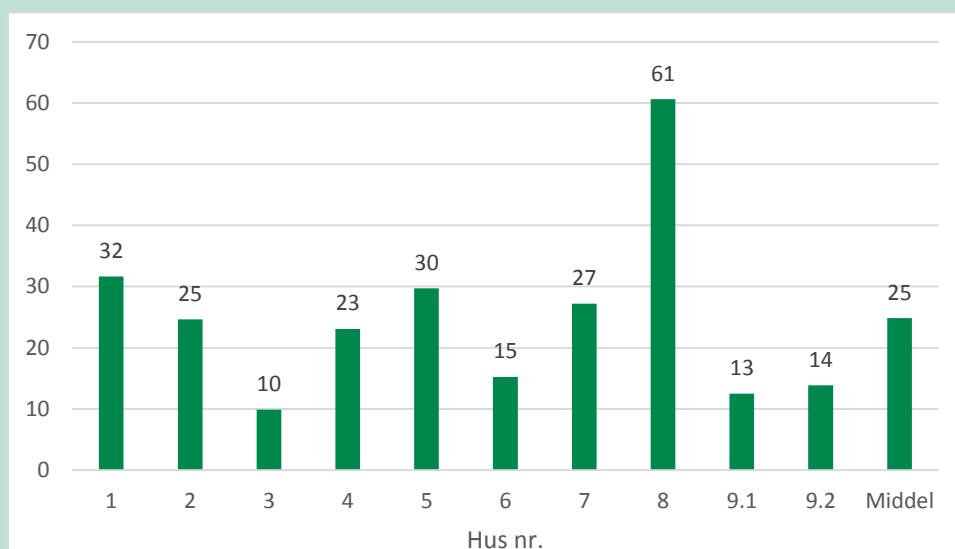


Delprøverne viser en meget stor variation i resultaterne, fra 0,02 til 2,0 g/kg træ, hvilket er en faktor 100 i forskel mellem den laveste og den højeste. Der er også stor variation i partikelmålingerne, men her er forskellen mellem den laveste og den højeste kun en faktor 26. Prøvetagnings- eller analysefejl kan naturligvis ikke udelukkes, men der er ingen indikationer på, at det skulle være tilfældet for nogen af de udførte målinger, og de to TI projekter /5//6/ viser da også variationer i samme størrelsesorden. Der har været en tydelig opsamling af partikler på filtrene, og der har været god overensstemmelse mellem farven på filtrene til analyse for partikler og dem til analyse for BC (EC/OC analyse).

5.8.1 BC emission og emissionsfaktor for BC

For at kunne sammenligne de målte BC emissioner med emissionsfaktoren for BC, som DCE anvender til indberetning til UNECE på 82 g/GJ, er de målte emissioner vist i g/GJ i FIGUR 6.

FIGUR 6. BC emission i g/GJ som middel over to måledage



Alle målingerne af BC som middel over to måledage er mindre end emissionsfaktoren på 82 g/GJ for Modern stove (2008-2015). Den højeste måling er 61 g/GJ i hus nr. 8, mens den laveste er 10 g/GJ i hus nr. 3.

Alle målingerne, undtaget hus nr. 8, er også mindre end både emissionsfaktoren på 41 g/GJ for Modern stove (2015-2017) og emissionsfaktoren på 33 g/GJ for Modern stove (2017-).

Middelværdi på 25 g/GJ svarer til 30 % af emissionsfaktoren på 82 g/GJ.

5.9 Dioxin og furan emission

Dioxiner og furaner består af 210 forskellige kongener, dvs. ens stoffer men med et forskelligt antal kloratomer. Der er stor forskel på farligheden af de 210 forskellige kongener, så der analyseres kun for de 17 farligste af dem. Hver af dem ganges med en toksicitetsfaktor, og de summeres til en værdi i I-TEQ, som står for International Toxic Equivalency.

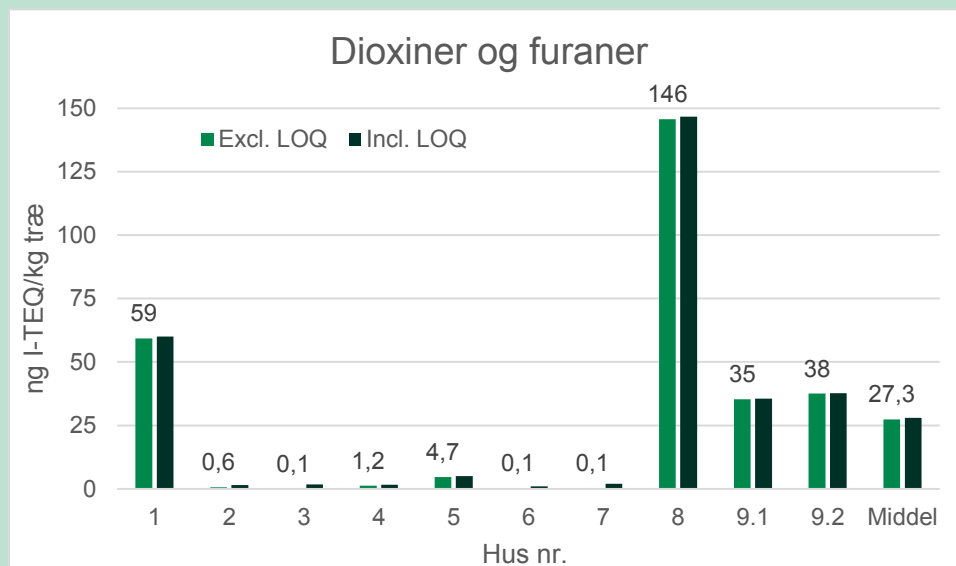
I følge standarden for måling af dioxin og furaner, DS/EN 1948, skal der opgives to resultater for målingen, hvis nogen af de 17 kongener er mindre end LOQ, som er den mindste koncentration, analysen kan rapportere for den kongener. LOQ står for Limit of Quantification, dvs. kvantifikationsgrænsen, som vi i Danmark almindeligvis kalder detektionsgrænsen. De to resultater er henholdsvis en værdi af summen af de 17 kongener, hvor de kongener, der er mindre end LOQ, regnes som 0 og en værdi for summen, hvor de kongener, der er mindre end LOQ regnes med værdien for LOQ. Dette er væsentligt, hvis der er flere kongener, der er mindre end LOQ, for så kan summen af LOQ udgøre en væsentlig del af den rapporterede værdi, men det betyder også, at den målte værdi har en betydeligt større usikkerhed, fordi usikkerheden vokser kraftigt nær LOQ.

Ifølge de danske regler for summering af enkeltstoffer i forhold til en grænseværdi, skal enkeltstoffer, der er under LOQ, ikke regnes med i summen, dvs. de indgår med værdien nul og ikke med værdien for LOQ.

For alle målingerne er der en eller flere congener, der er mindre end LOQ, så for at demonstrere betydningen af, om værdien for LOQ regnes med eller ej, er begge resultater for emissionen af dioxiner og furaner i enheden ng I-TEQ/kg træ vist i Tabel 9.

5.9.1 Dioxin emission i ng I-TEQ/kg træ

FIGUR 7. Emission af Dioxiner og furaner i ng I-TEQ/kg træ



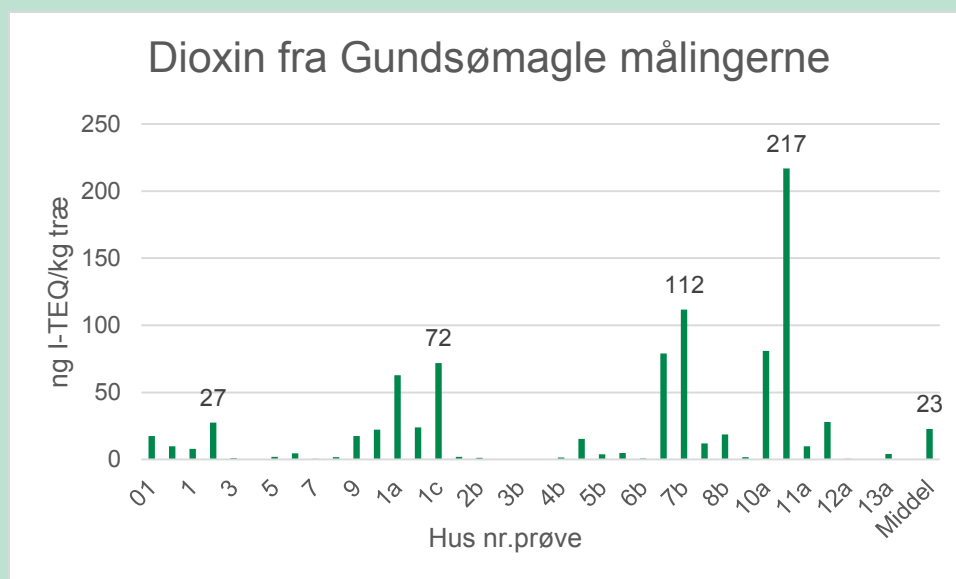
For husene nr. 2, 3, 4, 6 og 7 er der en væsentlig forskel mellem værdien med og uden LOQ, men da de udgør meget lave emissioner, har det næsten ingen betydning, bl.a. påvirker det næsten ikke middelværdien af alle målingerne, som kun øges fra 27,3 til 28,0, hvis værdierne inkl. LOQ regnes med.

Der ses en meget stor forskel fra de laveste til de højeste emissioner, og tre huse skiller sig ud ved at have langt højere emissioner. Hus nr. 1 anvender blandet brændsel, herunder lidt palletræ, så forurening i det kan godt være årsag til en forhøjet emission. Hus nr. 8 har næsten 3 gange så høj en emission, og det er en helt ny brændeovn med en ny skorstensforing, hvor der helt sikkert ikke er brændt palletræ eller andet affaldstræ men kun rent brænde. Hus nr. 9.1 og 9.2 er en 3-4 år gammel brændeovn (før og efter renovering), hvor der også kun anvendes rent brænde. Der er dog en fællesnævner for de tre huse, som er, at deres brænde er fældet i nærområdet, og består af forskellige træsorter, der vokser i området. Hus nr. 1 og 8 får deres brænde fra det samme område i Brøndby, og det er mest træet fra haver, mens nr. 9 får det fra områder i Hvidovre, som både kan være fra haver og offentlige arealer. Der er ikke observeret nogen markant forskel i hverken barkindehold eller fugtindhold i de målte huse, som kunne forklare eller indikere årsagen til de høje emissioner.

Husene med de lave emissioner bruger generelt brændetårne eller brænde i sække. Hovedparten af alle de brændetårne, der sælges i Danmark, importeres fra de baltiske lande eller Polen, og det træ må generelt indeholde mindre klorid end træ fra Danmark, fordi det hovedsageligt må komme fra skovområder inde i landene, hvor der er langt til kysten. De er derfor ikke udsat for påvirkning af salt fra havgus, og skulle der komme noget, så er det fra Østersøen, som her at lavere saltindhold end i vandet omkring Danmark. Desuden kan træet i specielt byområderne og langs veje i Danmark være udsat for en betydelig påvirkning med salt fra saltning om vinteren.

Til sammenligning er de målte dioxinemissioner fra begge målingerne i Gundsømagle (2003/04 og 2004/05) blevet korrigeret for tab i fortyndingskanalen med samme faktor på 1,6, som anvendt i målingerne i dette projekt.

FIGUR 8. Dioxin emission fra Gundsømagle målingerne i 2004/05. Oprindelige værdier er korigeret for tab i fortyndingskanal med samme faktor 1,6 som i dette projekt.



Nr. 01 til 10 er målinger fra 2003/04 og 1a til 13 a er fra 2004/05

Gundsømaglemålingerne varierer fra 0,04 til 217 ng I-TEQ/kg træ med en middelværdi på 23 ng I-TEQ/kg træ, som er lidt lavere end middelværdien i dette projekt på 27,3 ng I-TEQ/kg træ. Der er altså ikke nogen dokumenteret forskel i udledningen af dioxin. Tværtimod viser målingerne en lidt højere udledning, men tages der hensyn til måleusikkerheden og de variationer, der er i målingerne i begge projekter, så er forskellen så lille, at den ikke giver grundlag for at konkludere noget om hverken større eller mindre udledning.

Dette viser, at den bedre forbrænding, der er i nyere ovne, tilsyneladende ikke giver en reduktion i dioxinmissionen, og at det måske ligefrem kan give en lidt forøget emission. Målingerne i Miljøprojekt 649/2001 /6/ viste en tydeligt mindre dioxinmission fra en brændeovn med dårlig forbrænding i forhold til den samme brændeovn med en god forbrænding, men emissionerne, der er vist i Tabel 8, er generelt meget mindre end de høje værdier i In Situ målingerne.

Tabel 8 Emissionsfaktorer for dioxin i brændeovnsmålinger fra Miljøprojekt 649 /10/.

	Brænde	EF - ng I-TEQ/kg træ			Koncentration
Måling	Type	Prøve A	Prøve B	Middel	ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)
Normal fyring	Birk med bark	5,3	4,9	5,1	0,8
Natfyring		0,6	0,6	0,6	0,1
Normal fyring	Bøg uden bark	1,7	2,1	1,9	0,3
Natfyring		0,7	0,6	0,6	0,1

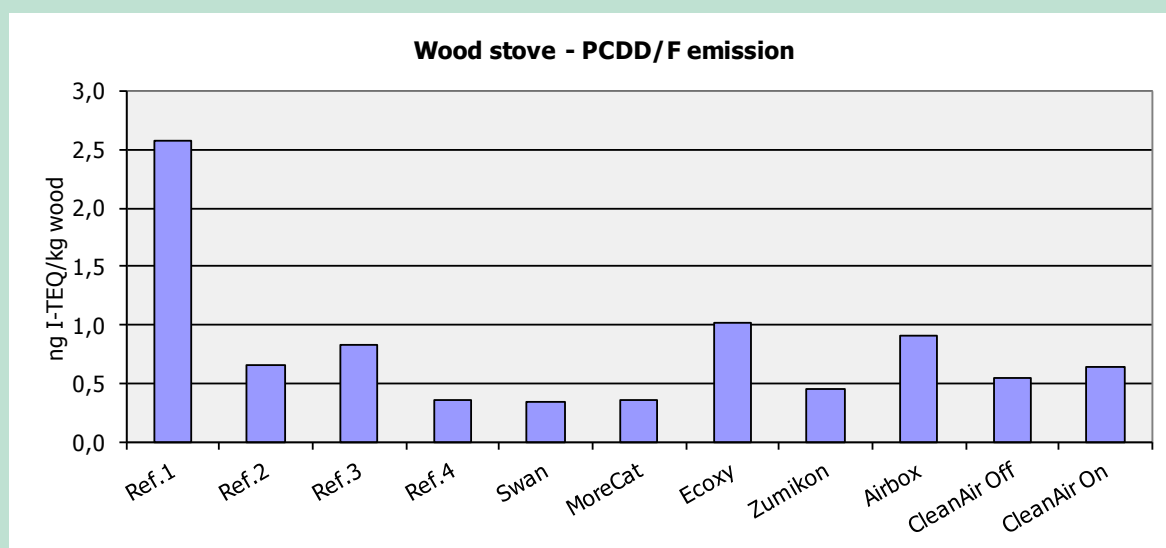
Ti har i Miljøprojekt 1969, 2017 /8/ udført 3 målinger af dioxinmissionen, heraf to med almindeligt brænde og en med saltmættet brænde for at måle effekten af et meget højt indhold af klorid i brændet. Målingerne er opgivet i ng I-TEQ/GJ og er omregnet til ng I-TEQ/kg træ ud fra den brændværdi, der er oplyst i rapporten. I de to tests med fyring med almindeligt birkebrænde blev dioxinudledning målt til 10 og 11 ng I-TEQ/kg træ, mens målingen med saltmættet træ viste en emission på 188 ng I-TEQ/kg træ, men der var også påført er urealistisk høj saltmængde i forhold til det, der vurderes at kunne forekomme i saltpåvirket brænde. Målingen er dog på niveau med de højeste In Situ målinger på henholdsvis 146 og 217 ng I-TEQ/kg træ i dette og Gundsømagleprojekterne. Det viser tydeligt, at et forhøjet saltindhold i brændet kan medføre en væsentlig forhøjet dioxinmission, og at årsagen til de høje dioxinmissioner, der er målt i In Situ projekterne, måske skal findes i forhøjede indhold af klorid eller katalysatorer som kobber i brændet.

Der ses den samme meget store variation i de målte emissioner i begge projekter, og der kan samtidig ikke ses nogen sammenhæng mellem brændeovnens alder og dioxin-emissionen, hvilket underbygger, at det er en anden faktor som f.eks. brændets indhold af klorid, som har indflydelse på mængden af dioxin, der dannes ved forbrændingen. De emissionsfaktorer, DCE anvender til opgørelse af den danske dioxin-emission til UNECE, er graderet efter brændeovnens alder.

I Miljøprojekt 1393¹ om test af renseteknologier til brændeovne og -kedler, blev der målt dioxiner og PAH i laboratorietest. Resultaterne for dioxinmålingerne er vist i FIGUR 9. Der blev udført 4 referencemålinger (Ref.1 – 4) på den ældre brændeovn, der blev anvendt i projektet samt en måling på en nyere svanemærket brændeovn (Swan). De øvrige målinger er efter forskellige typer renseteknologier, som dog tilsyneladende ikke har nogen reel effekt på dioxin-emissionen. Det mest bemærkelsesværdige er, at der er målt lave emissioner i forhold til de højeste In Situ målinger, og det kan hænge sammen med kvaliteten af det brænde, der anvendes, som tilsyneladende ikke har noget forhøjet indhold af klorid.

Referencemåling Ref.1 var markant højere end de øvrige 3 referencemålinger, og målingerne på Swan var på samme niveau som den laveste referencemåling Ref.4. Målingen på den svanemærkede brændeovn indikerer, at nye brændeovne har en lavere emission end gamle, men da der kun er tale om én måling, er det statistiske grundlag ikke stort nok til sådan en konklusion.

FIGUR 9 Dioxin emissioner i Miljøprojekt 1393, 2011



Kilde: Test of technologies for flue gas cleaning and combustion improvement for existing residential wood burning appliances. Environmental Project 1393, 2011.

I projektet blev der også målt på en kedel, og her var referencemålingen for dioxiner 0,35 ng I-TEQ/kg træ.

5.9.2 Dioxiner og furaner i ng/GJ

I Tabel 9 er de målte emissioner vist i enheden ng I-TEQ/GJ for at kunne sammenligne dem med emissionsfaktoren for DCE's indberetninger til UNECE. Tabellen viser både værdierne ekskl. LOQ og inkl. LOQ, og her ses det tydeligt, hvor stor forskellen er for huse med lave værdier. Der er specielt meget stor forskel for hus nr. 3, 6 og 7.

¹ Test of technologies for flue gas cleaning and combustion improvement for existing residential wood burning appliances. Environmental Project 1393, 2011.

Tabel 9. Emission af dioxiner og furaner i ng I-TEQ/GJ

Hus nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9.1	9.2	Middel	EF
Ekskl. LOQ	3.795	36	4	79	283	7	4	9.731	2.460	2.741	1.839	250
Inkl. LOQ	3.844	94	114	100	302	64	109	9.800	2.473	2.751	1.887	

Halvdelen af målingerne, som er markeret med grønne celler, er betydeligt højere end emissionsfaktoren på 250 ng I-TEQ/GJ i sidste kolonne, og selv middelværdien af alle målingerne er 7-8 gange større.

Der er en meget stor variationsbredde i emissionen af dioxiner og furaner med to grupper, hvor den første og de 3 sidste målinger er meget høje, og de øvrige 6 fra nr. 2 til og med nr. 7 er meget lave. Det giver anledning til overvejelser om, hvorvidt der er sket fejl i prøvetagning og/eller analyse, men da der ikke ses den samme tendens i målingerne af PAH, som er analyseret på den samme prøve som dioxin, er prøvetagningsfejl ikke sandsynlig. Analysefejl er heller ikke særlig sandsynlig, bl.a. fordi de tre sidste prøver fra hus nr. 8, 9.1 og 9.2 er analyseret hver for sig efter fremsendelse hver for sig, mens de øvrige nr. 1 til og med 7 er fremsendt til analyse i en samlet forsendelse.

I Gundsømaglemålingerne fra 2003/04 og 2004/05 blev der også fundet en meget stor variation i dioxin- og furanemissionerne. Det underbygger, at der reelt er stor forskel i dannelse og emission af dioxiner/furaner fra brændeovne, som formentlig er mere påvirket af brændets kvalitet og indhold af bark og klorid mv. end af brændeovnens forbrændingseffektivitet.

Målingerne viser ikke nogen tydelig forskel i emissionen fra de nye brændeovne i forhold til de gamle i Gundsømagleprojekterne, så de store variationer, der er mellem brændeovnene i begge projekter, tilskrives derfor primært brændslets kvalitet, specielt indholdet af bark og klorid.

5.9.3 Dioxin og sundhedspåvirkning

Udledningen af dioxin skal begrænses mest muligt, fordi det er et giftigt og uønsket stof i naturen. Det er svært nedbrydeligt og fedtopløseligt, og det opkoncentreres derfor i fødekæden. Der er dog også naturlige kilder til dioxinudledning, hvor specielt skovbrande er store kilder, som bidrager til baggrundskoncentration af dioxiner og furaner i luften.

Enhver udledning af dioxin medfører en lokal let forhøjet koncentration af dioxin i luften i forhold til den eksisterende baggrundskoncentration. Selvom der er forhøjet dioxinkoncentration i luften omkring lokale kilder som brændeovne, medfører det ifølge Dioxinmåleprogram Statusrapport april 2005 /14/ ikke nogen væsentlig sundhedsmæssig påvirkning af beboerne, fordi den mængde dioxin, man kan indånde og optage fra luften, er forsvindende lille i forhold til både den optagelse af dioxin, der er fra indtagelse af fødevarer og den tolerable daglige dosis (TDI), som er fastsat af WHO. Til gengæld bidrager enhver udledning af dioxin indirekte til optagelsen via fødevarer, fordi det spredes i miljøet, og noget af det optages derfra i fødekæden.

5.10 PAH-emission

Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner (PAH) omfatter en gruppe af kulbrinter, der består af flere aromatiske ringe. Der findes et utal af PAH, men det har i mange år været praksis at fokusere på 16 af dem, som er på listen over "priority pollutants" udgivet af den amerikanske Miljøstyrelse, USA-EPA. Disse 16 PAH vurderes at udgøre op til 80 % af PAH i kultjære. Målinger af PAH omfatter normalt analyse af disse 16 såkaldte EPA-PAH.

PAH nr. 1 er naphthalen, som normal forekommer i væsentlig højere koncentration end summen af de øvrige, og den regnes heller ikke som en "rigtig" PAH men som et opløsningsmiddel. I Danmark er naphthalen et hovedgruppe 2, klasse 3 stof og reguleres i henhold til den klassificering med en emissionsgrænseværdi og en massestrømsgrænse.

I Danmark er der i Luftvejledningen en grænseværdi for summen af 15 af de 16 PAH'er (dvs. uden naphthalen) væg-
tet efter deres toksicitet i forhold til Benz[a]pyren opgivet i enheden Benz[a]pyren-ækvivalenter (forkortes til: B[a]p-
ækv.).

Grænseværdierne i Luftvejledningen gælder dog kun for industrielle anlæg, og kan ikke anvendes på brændeovne.

I andre lande og andre sammenhænge, f.eks. UNECE, fokuseres på 4 af de 16 PAH'er, og emissionen af dem er
specielt interessante, fordi DCE indrapporterer den danske emission af de 4 PAH til UNECE. Opgørelsen af emissio-
nen fra brændefyring sker ved anvendelse af emissionsfaktorer, som multipliceres med forbruget af brænde.

De målte PAH-emissioner præsenteres derfor med tal for:

1. Summen af de 15 PAH i enheden g/kg træ.
2. Hver af de 4 PAH, som DCE indrapporterer til UNECE, som er:
 - 2.1. Benz[a]pyren
 - 2.2. Benzo[b]flouranthen
 - 2.3. Benzo[k]flouranthen
 - 2.4. Indeno[1,2,3-cd]pyren

Det skal bemærkes, at analyse af PAH typisk giver et tal for summen af koncentrationen af Benzo[b]flouranthen og
Benzo[k]flouranthen, da de ikke kan adskilles i analysen. Koncentrationen af Benzo[b]flouranthen kan derfor være
overestimeret på grund af et ukendt indhold af Benzo[k]flouranthen.

Der er ingen PAH'er mindre end LOQ i nogen af prøver, så der er ikke nogen dobbeltværdier, dvs. med og uden
congener mindre end LOQ.

Resultaterne for PAH er vist i de følgende tabeller.

5.10.1 PAH-emission i mg/kg træ

De målte emission af PAH er vist i Tabel 10 i enheden mg/kg træ .

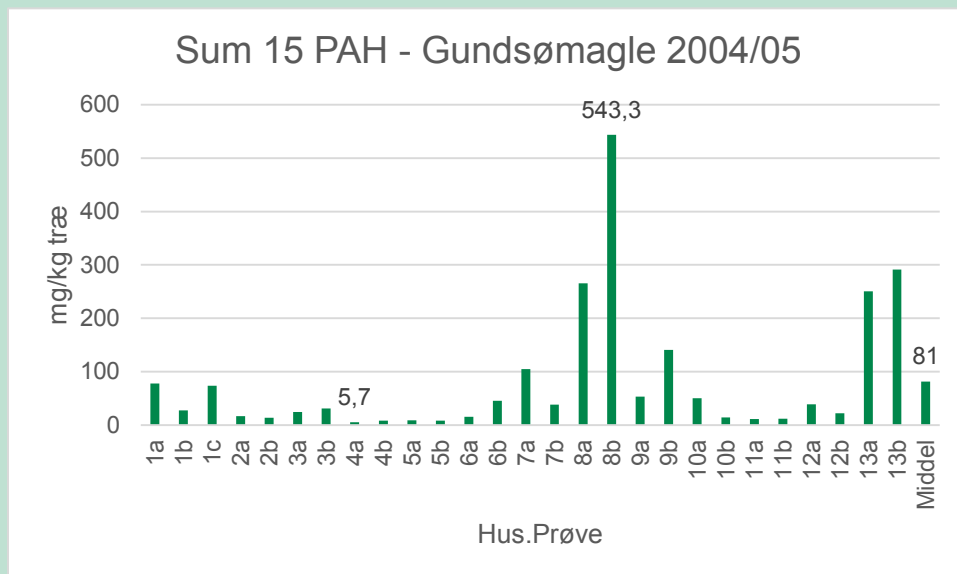
Tabel 10 PAH i mg/kg træ

PAH	Hus nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9.1	9.2	Middel
Sum 15 PAH	mg/kg træ	35	24	17	57	21	14	19	66	75	35	32

PAH-emissioner varierer fra 14 til 75 mg/kg træ med en middelværdi på 32 mg/kg træ.

FIGUR 10 viser målingerne fra Gundsømagle, der er blevet omregnet, så de kan sammenlignes med resultaterne i
nærværende projekt. Det drejer sig både om, at det kun er summen af de 15 PAH'er, der er målt i nærværende stu-
die, der skal med (i Gundsømagle blev der målt 21 PAH'er), og at der er korrigeret med en NS 3058 faktor på 1,6.

FIGUR 10. Sum 15 PAH fra Gundsømagle målingerne i 2004/05



Middelværdien for Gundsømaglemålingerne er 81 mg/kg træ, hvor den er 32 mg/kg træ i dette projekt, hvilket er ca. 60 % lavere. På trods af det lavere gennemsnit, er de laveste målinger i Gundsømagle noget lavere end i dette projekt.

5.10.2 PAH-emission i mg/GJ

PAH-emissionen for de fire PAH'er som DCE indberetter til UNECE er omregnet til mg/GJ vist i Tabel 11 sammen med de EF, som DCE anvender til beregning af emissionen fra træfyring i brændeovne.

Tabel 11 Emission af fire UNECE PAH i mg/GJ

PAH	Hus nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9.1	9.2	Mid- del	EF ₂₀₀₈₋₁₅
Benz[a]pyren	mg/GJ	37	25	14	56	21	13	17	137	36	38	43	61
Benzo[b]flouranthen	mg/GJ	70	41	27	90	37	22	27	175	47	57	65	56
Benzo[k]flouranthen	mg/GJ	21	11	7,2	23	10	5,1	7,5	54	13	16	19	21
Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/GJ	30	17	9	39	16	8	13	104	20	28	31	36

De farvede celler viser værdier, der er større end DCE emissionsfaktorerne (EF) for brændeovne fra 2008-15 i den sidste kolonne. Kun en af middelværdierne, benzo[b]flouranthen, på 65 g/GJ er større end emissionsfaktoren på 56 g/GJ, og den største afvigelse er for benz[a]pyren, som er 30 % lavere end EF.

UNECE's emissionsfaktorer for de fire PAH'er passer derfor rimelig overens med de målte emissionsniveauer.

Gundsømaglemålingerne 2004/05 viste, at næsten alle de målte emissioner af de fire PAH er meget større end de respektive emissionsfaktorer for ældre brændeovne, som DCE anvender til beregning af Danmarks samlede årlige emission af PAH, som det ses i Tabel 12.

Tabel 12 Emission af fire UNECE PAH i 27 prøver fra Gundsømagle 2004/05

PAH		Middel	Maks.	Min.	EF _{Ældre}	EF ₂₀₀₈₋₁₅	Antal over
Benz[a]pyren	mg/GJ	417	4.440	81	121	61	27
Benzo[b]flouranthen	mg/GJ	751	5.703	45	111	56	25
Benzo[k]flouranthen	mg/GJ	207	1.883	10	42	21	23
Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/GJ	114	1.041	0	71	36	11

Emissionen af de fire UNECE PAH i Gundsømaglemålingerne er meget større end i dette projekt, så der er en markant mindre emission fra de nyere brændeovne, hvilket ses i Tabel 13, hvor middelværdierne for målingerne i de to projekter er vist, sammen med den beregnede andel i procent, som målingerne i dette projekt udgør af Gundsømaglemålingerne.

Tabel 13 Forskel i emission af 4 UNECE PAH fra Gundsømagle til In Situ

PAH	Enhed	Gundsømagle Middel	In situ Middel	In Situ i forhold til Gundsømagle
Benz[a]pyren	mg/GJ	417	43	10 %
Benzo[b]flouranthen	mg/GJ	751	65	9 %
Benzo[k]flouranthen	mg/GJ	207	19	9 %
Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/GJ	114	31	27 %

Middelværdien af de fire PAH'er i forhold til Gundsømaglemålingerne 14 %, og regnes med alle 15 PAH'er ud gør middelværdien 40 % i forhold til Gundsømaglemålingerne.

6. Diskussion

6.1 Korrelation mellem emissioner

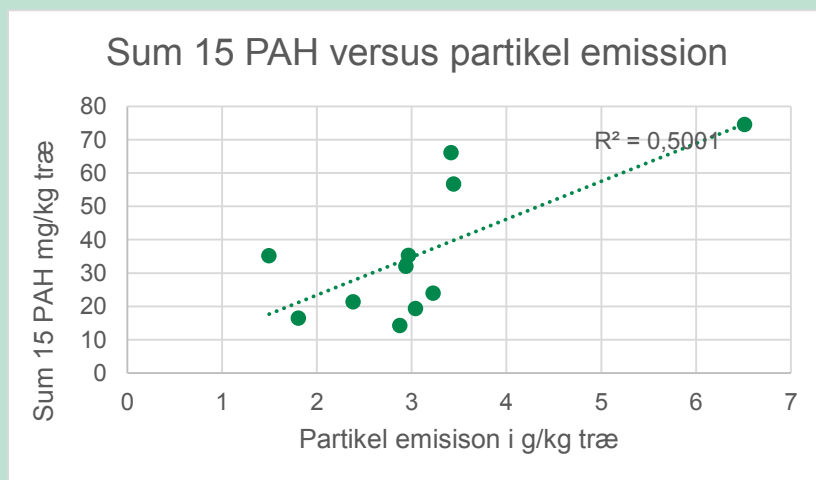
Det er traditionelt yderst vanskeligt at finde sammenhænge eller korrelation mellem forskellige målte parametre/emissioner for forbrænding og emissioner fra brændeovne. En væsentlig grund til dette er sandsynligvis de meget varierende forbrændingsforhold, der er i den periode, som målingerne normalt midles over. Online målinger af emissionerne af partikler, BC, PAH og dioxiner/furaner kunne måske vise nogle sammenhænge i delperioder, men der findes ikke anvendeligt online måleudstyr til de nævnte parametre i røg fra en brændeovn bortset fra for partikler.

I Gundsømagleprojektet blev det forsøgt at finde nogle lineære sammenhænge mellem de målte parametre men uden succes. Her forsøges det samme med de udførte målinger men kun for at dokumentere, at der ikke er nogen direkte sammenhæng mellem nogen af parametrene.

I de følgende figurer vises en række grafer med måleresultaterne for en parameter som funktion af en af de andre parametre for at vise, om der er en lineær- eller anden form for sammenhæng. Der er suppleret med en tendensline med angivelse af værdien for R^2 som et mål for sammenhængen mellem de to sæt værdier. Jo nærmere R^2 er på 1, jo bedre er sammenhængen. En tommelfingerregel for vurdering af R^2 er, at værdier større end 0,8 viser en sandsynlig sammenhæng mellem tallene og er mere sikker jo højere værdi. Er R^2 mindre end 0,8, viser det meget lav eller slet ingen sammenhæng mellem tallene.

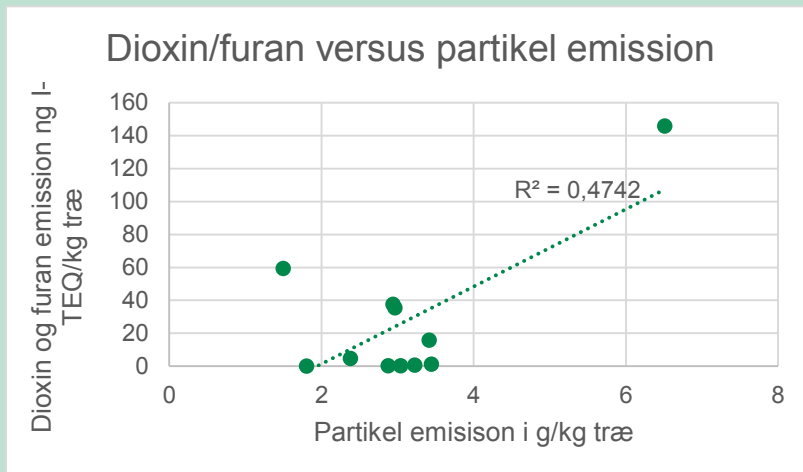
I de følgende grafer vises et udvalg af mulighederne for at afbilde en parameter som funktion af en anden, og det er vel at mærke nogle af dem med højest R^2 , der vises, men R^2 er i alle tilfælde langt mindre end 0,8.

FIGUR 11. Sum 15 PAH som funktion af partikel emission

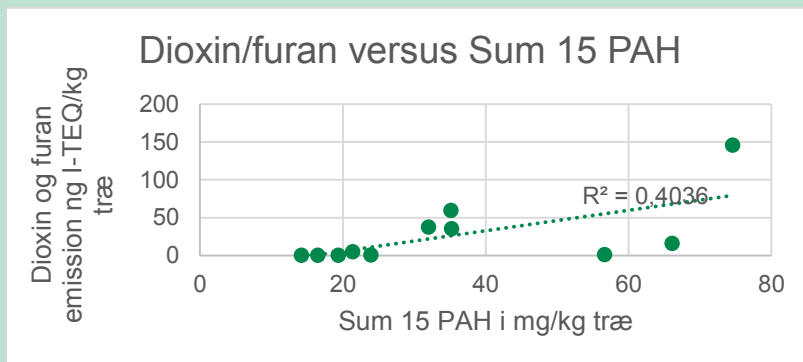


Det antages, at der er en vis sammenhæng mellem emissionen af partikler og PAH, fordi dannelsen af begge sker i forbrændingen og afhænger af forbrændingens effektivitet, så jo bedre forbrændingen er, jo mindre er dannelsen af partikler og PAH. Selvom der ikke kan findes nogen direkte sammenhæng, så antages det, at der alligevel er en vis sammenhæng, som bl.a. sløres af de varierende forhold, der er i forløbet af forbrændingen.

FIGUR 12. Dioxin/furan som funktion af partikel emission



FIGUR 13. Dioxin/furan som funktion af sum 15 PAH



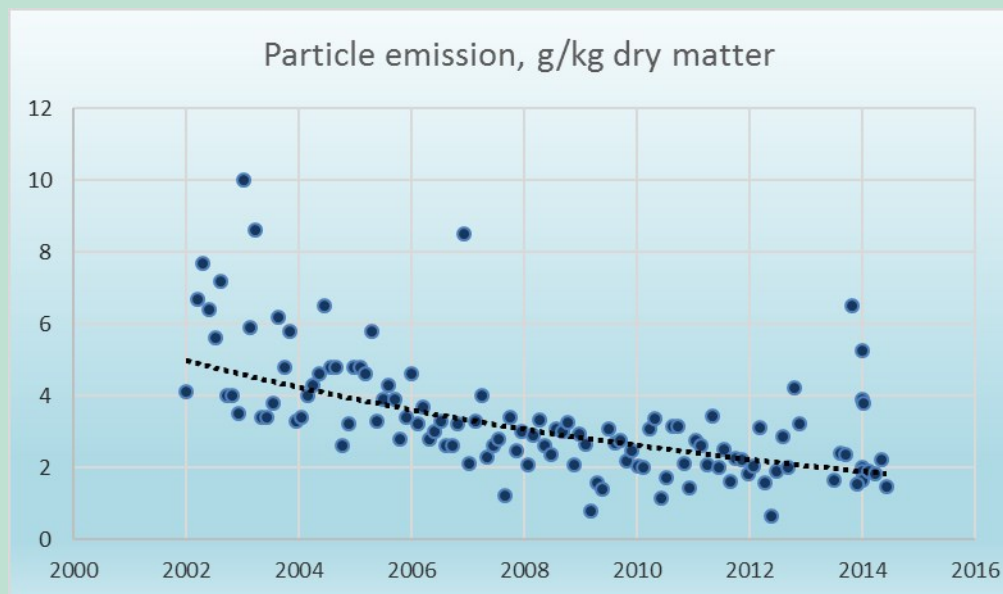
Der er således ingen påviselig og sikker lineær korrelation mellem nogen af de målte parametre i dette projekt.

6.2 Partikel emission

Målingerne viser tydeligt en væsentlige lavere partikelemissionen i forhold til tidligere målinger på ældre brændeovne, specielt Gundsømaglemålingerne, hvor målingerne er 70 % lavere. Forskellen er dog beregnet på baggrund af målinger på et meget lille antal huse, som ikke nødvendigvis er repræsentative for emissionen fra alle andre brændeovne.

Den lavere partikelemission stemmer godt overens med den reduktion, der har været i partikelemissionen, som Teknologisk Institut har målt ved typetest af brændeovne siden 2002. Her er der en reduktion i middelværdien (den stiplede linje) fra 2002 til 2014 på knap 60 % (fra ca. 5 til ca. 2 g/kg træ).

FIGUR 14. Udvikling i partikelemission fra TI-Laboratiormålinger



Kilde: / Laboratiormålinger af emissioner fra brændeovne ved forskellige fyringsteknikker

Målingerne på hus nr. 9 (med ovnen, som var defekt og blev renoveret) viste, at partikelemissionen kan være væsentligt højere end gennemsnittet, hvis brændeovnen ikke vedligeholdes i forhold til utætheder og defekte skamolplader, og at en renovering kombineret med en fyringsinstruktion af skorstensfejerens, kunne halvere partikelemissionen og samtidig give en væsentlige renere glastrude i brændeovnen.

Det kan dog ikke entydigt afgøres, hvor stor betydning de to tiltag; renoveringen eller fyringsinstruktionen, hver især har haft på den halvering i partikelemissionen, som målingerne viser. I forhold til de øvrige målinger, hvor brændeovnene generelt har været i orden, og der ikke er givet nogen fyringsinstruktion, tilskrives hovedårsagen til halveringen af partikelemissionen dog renoveringen af brændeovnen.

6.3 Black Carbon

BC målingerne viser generelt lave værdier med en middelværdi for alle delmålinger på 0,4 g/kg træ. Kun 4 ud af 39 prøver var lidt over 1 g/kg træ.

Delprøverne viser en meget stor variation i resultaterne fra 0,02 til 2,0 g/kg træ, hvilket giver anledning til undren dels over, at nogle af målingerne er så lave og dels, at der er så stor variation i resultaterne med en faktor 100 i forskel mellem den laveste og den højeste. Der er også stor variation i partikelmålingerne, men her er forskellen mellem den laveste og den højeste kun en faktor 26.

Der er dog også en meget stor variation i delmålingerne i de to TI projekter. Delmålingerne i Low Carbon Brændkammer projektet /7/ varierer fra 0,06 til 1,57 g/kg træ, og i laboratiormåleprojektet /8/ varierer målingerne af BC fra 0,09 til 2,14 g/kg træ, hvilket er samme store område som in Situ målingerne i dette projekt. Middelværdierne for BC målingerne i de to TI projekter var henholdsvis 0,56 og 0,48 g/kg træ, hvilket er en smule højere end middelværdien på 0,4 g/kg træ i dette projekt.

Middelværdien af de målte emissioner af BC på 25 g/GJ svarer til ca. 30 % af emissionsfaktoren på 82 g/GJ, som DCE anvender til indberetning af de danske emissioner til UNECE.

TI's rapport Low Carbon Brændkammer /7/citeres nedenstående beskrivelse af Black Carbon dannelsen i forbrændingen fra rapportens reference Bond et al. (2013):

"Black carbon dannes under forbrænding af kulstofbaseret brændstof, når der ikke er nok ilt tilstede for fuldstændig forbrænding. Dannelsen kan ske til trods for tilstrækkelig tilført ilt. Hvis ikke ilten bliver mixet korrekt ind i flammerne, kan forbrænding lokalt mangle ilt i forbrændings-processen. Hvis forbrændingstemperaturen ellers forbliver høj, og ilten tilføres og mixes korrekt ind i flammerne kan disse kulstofpartikler elimineres ved iltning inden de forlader forbrændingskammeret. Hvis ikke - dannes partiklerne".

Jeg Sig Andersen fra TI har desuden oplyst følgende om dannelsen af EC (Black Carbon):

Ud fra TI's erfaring fra både Low Carbon Firebox projektet /7/ og andre målinger, er det meget tydeligt, at brug af primær forbrændingsluft gennem hele forbrændingscyklussen, altså den luftstrøm der passerer op gennem glødelaget og nærer forbrændingen nedefra, giver anledning til markant forhøjede emissioner af EC.

Det samme er tilfældet, hvis en brændeovn har en meget koncentreret luftstrøm i sekundær luftforsyningen (rude-skyl). Hvis det er tilfældet, 'skyder' skylleluften ned i glødelaget og har samme effekt som primær forbrændingsluft. Se evt. sammendraget i Miljøprojekt 1946 /7/, hvor der yderligere nævnes 2 udslagsgivende faktorer: Røgvenderplade af stål og Glat overflade på brændkammerisoleringen.

Primærluftens betydning for dannelse og emission af EC har den umiddelbare betydning, at hvis en brændeovn har primær luft, så kan det have stor betydning for emissionen, om fyrmesteren betjener den korrekt. Dvs. om primærluften er lidt åben under påfyring, indtil brændet er ordentlig antændt, hvorefter den lukkes, eller om den er åben eller lukket hele tiden eller kun lukkes når det huskes. Det antages derfor, at sådanne små forskelle i betjeningen kan give store variationer i EC-emissionen mellem de enkelte påfyringer.

Med hensyn til sekundærluftens (ruds skyl) betydning for dannelse og emission af EC, så må effekten også afhænge af afstanden til glødelaget, og dermed hvor i brændkammeret brændet placeres i forhold til lågen/ruden. Placeres brændet parallelt med ruden og tæt på bagvæggen, så er afstanden fra ruden og tilførslen af sekundærluft til glødelaget størst, og det må antages at give mindst EC. Da placeringen af brændet kan variere for hver påfyring, antages det også at kunne give store variationer i EC-emissionen mellem de enkelte påfyringer. Placeres brændet vinkelret på ruden, kan enderne komme tæt på ruden og antageligt give højere EC-emission. Det kan samtidig også give tydeligt sod, der sværter ruden til, så der er flere gode grunde til at placere brændet parallelt med ruden, med mindre brændet er så kort, at der er god afstand til ruden.

Selvom man har en forbrænding, der ser ud til at være god og effektiv, så kan der altså være flere forhold, som kan medføre større eller mindre EC-emission, herunder betjeningen, placering og størrelsen af brændet.

6.4 Dioxiner og furaner

Der er meget store variationer i de målte emissioner af dioxin/furaner både i dette projekt og i de tidligere målinger i Gundsømagle. Der er ingen tvivl om, at forbrændingseffektiviteten kan have stor betydning for dioxinemissionen men umiddelbart mest i nedadgående retning ved dårlig forbrænding. Det er ikke dokumenteret, om nyere brændeovne med mere effektiv forbrænding giver mindre eller mere dioxin, så det er stadig et åbent spørgsmål. Der er til gengæld ikke nogen tvivl om, at brændets kvalitet og specielt indholdet af bark og klorider har en stor betydning for emissionen af dioxin, så stigende indhold giver mere dioxin.

Det er ikke lykkedes at identificere årsagen eller årsagerne til, at nogle brændeovne og fyringer udleder mange gange mere dioxin end andre, hvilket ellers kunne danne grundlag for at reducere emissionen af dioxiner fra brændefyring, uanset om det skyldes fyringsmetoden, brændet, brændeovnen opbygning, eller andet.

Det er også muligt, at der ikke kan findes og gives en forklaring, fordi der simpelthen er for mange forhold, der har betydning for dannelsen af dioxiner/furaner i brændeovne. Vi ved også, at det er vanskeligt at lave reproducerbare forbrændinger med de samme emissioner, og det må være endnu vanskeligere for husejere med brændeovn end for de fyringsspecialister, der laver typetest under anvendelse af standardiseret brændsel og meget kontrollerede og overvågede forbrændinger.

Her præsenteres og diskuteres derfor nogle muligheder for at klarlægge eventuelle årsager til de målinger der giver de høje emissioner. I rækkefølge er det:

1. Kan man ud fra mekanismerne for dannelse af dioxiner og furaner og ved at se på forholdet mellem de 17 congener, der analyseres, drage nogen konklusioner om mulige årsager til de høje emissioner?
2. Kan høje emissioner skyldes tidligere fyring med forurenede træ, f.eks. brugte paller, som eventuelt har givet en memory effekt i brændeovn og skorsten, dvs. at der er afsat en høj koncentration/mængde dioxiner på de indvendige overflader under fyringer, der gav meget høj dioxin emission, og det afgives langsomt igen, så der måles høje værdier, selvom der fyres med rent træ?
3. Kan de høje emissioner skyldes fyring med træ, der har et naturligt højt indhold af specielt klor og/eller kobber eller træ, der er forurenede med salt fra vintersaltning eller indeholder rester af klorholdige sprøjtemidler?
4. Kan de høje emissioner skyldes udformningen af brændeovnen, som måske giver længere opholdstid for røggassen i det optimale temperaturinterval 200-400 °C?
5. Kan der ligefrem være materialer i brændeovnen, som indeholder kobber og/eller klor, som kan medvirke til dannelsen af dioxiner/furaner?

Disse punkter diskuteres i de næste afsnit.

6.4.1 Dannelse af dioxiner og furaner ved forbrænding

Her præsenteres dannelsesmekanismen for dannelse af dioxiner og furaner i forbrændingsprocesser men fokus på de forhold, der er relevante for dannelsen i brændeovne. Beskrivelserne tager primært udgangspunkt i artiklen: Dioxins from Biomass Combustion: An Overview. Mengmei Zhang 28 October 2016 /9/, da den giver en grundig gennemgang og opsummering af relevant litteratur om dannelse og emissions af dioxiner og furaner ved forbrænding af biomasse herunder fyring med træ i brændeovne.

Hvis brændslet indeholder dioxiner og furaner, kan en del af det emitteres med røggassen afhængigt af forbrændingens effektivitet, herunder forbrændingstemperaturen. Da biomasse og træ normalt kun indeholder dioxiner og furaner svarende til baggrundskoncentrationen i naturen, er det ikke en væsentlig kilde til emissionen.

Dioxiner og furaner dannes under afkøling af røgen, men forbrændingens effektivitet har betydning for mængden af uforbrændte gasser, der er i røgen, som er grundlaget for at danne dioxiner og furaner.

Der er to temperaturområder for dannelsen af dioxiner og flere dannelsesmekanismer:

1. 800 °C-500 °C: Homogeneous pyrogenic dannelse i gasfasen.
2. 400 °C-200 °C: Heterogeneous catalytic partikel/gasfase dannelse på partikler.
 - 2.1. De novo syntese (dannelse ud fra mindre molekyler)
 - 2.2. Precursor pathway (dannelse ud fra store molekyler med dioxin lignende struktur)

Hovedparten af mængden af dioxiner og furaner dannes normalt i det lave temperaturområde fra 400 °C til 200 °C og kun en mindre del i det høje område fra 800 °C til 500 °C. Røggassens opholdstid i det lave temperaturområde kan derfor have stor betydning for, hvor meget dioxiner/furaner, der kan nå at blive dannet ligesom mængden af partikler på overfladerne i området, hvor dioxinerne dannes, har betydning. Her har konstruktion og udformning af brændeovnen helt sikkert en vis betydning, men selve fyringen kan godt have endnu større betydning.

Ved den novo syntese dannes dioxin og furaner ud fra klor og makro-molekylær carbon eller PAH-strukturer i gasfasen. Ved precursor dannelsesvejen dannes dioxin og furan ud fra organiske molekyler, der ligner dem. F.eks. kan 2-chlorphenol molekyler direkte danne 1,2,3,4-dioxin under fraspaltning af 2HCl. Precursor dannelsesmekanismer forgår på overfladen af partikler ved reaktion med molekyler i gasfasen.

Dioxindannelsen er specielt afhængig af tilstedeværelsen af klor og et metal, der kan katalysere omdannelsen af det HCl der dannes ved forbrænding af træets indhold af klor til Cl₂, som indgår i kloreringen af de organiske stoffer der indgår i dannelsen af dioxiner og furaner. Her er kobber kendt som den mest aktive katalysator, men andre metaller menes også at kunne gøre det. F.eks. har Kaivosoja fundet, at en brændeovn med en platin/palladium katalysator til reduktion af OGC medførte en 4 - 9 gange forøgelse af dioxin emissionen, angiveligt pga. at metallerne i katalysatoren, som også katalyserer omdannelse af HCl til frit Cl₂, hvilket forøger potentialet for dannelse af dioxiner og furaner /19/.

Mængden af klor, der skal til at danne dioxin er dog uhyre lille, for dioxinkoncentrationen udgør kun få ng/m³, og et ng er en milliardende del af et gram (0,000.000.001 g). Indholdet af klor betyder dog en del for dannelsen af dioxiner, for jo højere klorkoncentration, jo mere dioxin dannes der, så de høje koncentrationer der er målt, kan derfor godt skyldes et højt indhold af klor i forbrændingen.

Miljøprojekt nr. 649/2001 om Måling af dioxinemissionen fra udvalgte sekundære kilder viser meget lave emissioner af dioxiner og furaner fra forbrænding af biomasse i store fyringsanlæg, samt en tendens til, at mindre anlæg på få MW har større emissioner, sandsynligvis fordi de ikke har så effektiv en forbrænding som de store anlæg /6/.

Forbrænding af biomasse ved høj forbrændingstemperatur i store anlæg nedbryder tilsyneladende de organiske bestanddele i biomassen så effektivt, at der ikke kan dannes ret mange dioxiner og furaner i de efterfølgende koldere zoner i anlægget.

Det samme gør sig ikke gældende for brændeovne, hvor forbrændingstemperaturen i starten er "kold" ved optændingen og ellers har store variationer over forbrændingsforløbet mellem genfyringerne. Da der tillige er en forholdsvis langsom afkøling af røggassen, giver det mere ideelle betingelser for dannelse af dioxiner og furaner, specielt i området mellem 400 °C og 200 °C.

Nogle målinger har dog også påvist en vis sammenhæng mellem forbrændingens effektivitet i brændeovne og emissionen af dioxiner og furaner, således af normal fyring gav mere emission end dårlig fyring, hvor der blev skruet ned for luften /6/. Det er så spørgsmålet, om en endnu mere effektiv forbrænding, som der er i de nyere brændeovne, vil give endnu mere dioxin, eller om den bedre forbrænding vil begrænse dannelsen, fordi der kommer færre komponenter fra forbrændingen, som kan danne dioxin.

Mængden af bark på brændet har også en indvirkning på dannelsen af dioxiner/furaner, da hovedparten af klor og kobber og andre stoffer, der kan påvirke dannelsen, sidder i barken (Ref.), så brænde med bark giver større emission end brænde uden bark /6/.

6.4.2 Forholdet mellem dioxin og furaner

Træets tørstof består af cellulose, hemicellulose og lignende. Cellulose og hemicellulose er henholdsvis ligekædede og forgrenede polysakkarider, som består af op til flere tusinde sukkermolekyler. Lignin består af et virvar af forskellige krydsbundne phenolpolymerer, som indeholder benzenringe. På grund af dette store indhold af benzenringe, som også er grundsubstansen i dioxiner og furaner, kan forbrænding af lignin give anledning til dannelse af et stort antal precursors, som nemt danner dioxin og i mindre grad furaner. Mængden af precursors, der dannes, vil afhænge af forbrændingens effektivitet, så en effektiv forbrænding vil give færre precursors i røggassen. Forholdet mellem mængden af dioxiner og furaner kan derfor vise, om de novo dannelse er den dominerende, eller om det er precursors dannelse, der er dominerende (se punkterne 2.1 og 2.2 på forrige side). Helt konkret, hvis forholdet mellem koncentrationen af furaner divideret med koncentrationen af dioxiner er større end 1, antages det, at de novo dannelsen er dominerende, og precursors dannelsen er dominerende, hvis forholdet er mindre end 1.

Tabel 14 Forholdet mellem furaner og dioxiner

Hus nr.	1	2	3	4	5	6	7	8.2	9.1	9.2
Furaner/Dioxiner	4	8	>> 1	0,13	13	>> 1	>> 1	7	1,3	3

Forholdene i Tabel 14 er alle større end 1, undtagen for hus nr. 4.

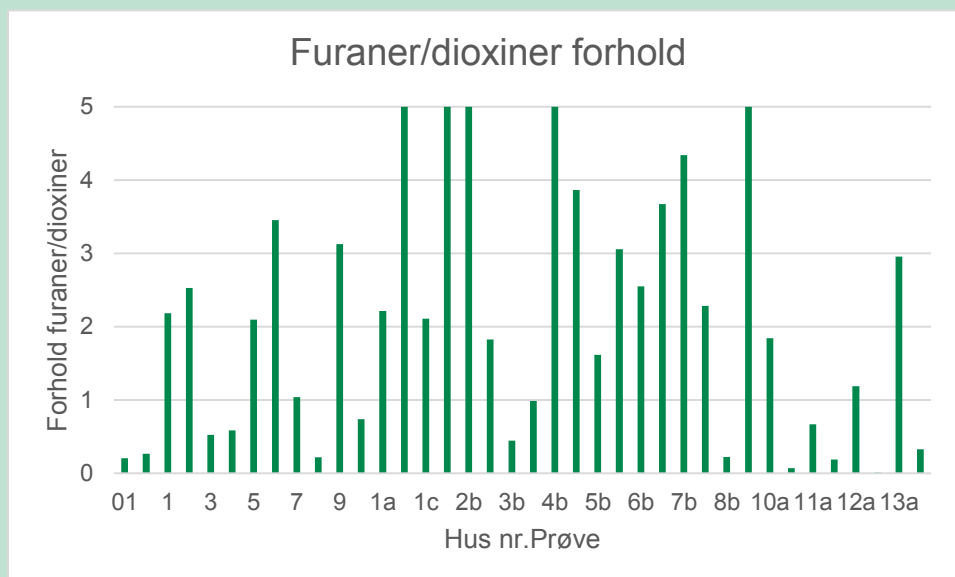
Et forhold mindre end 1 kunne derfor indikere, at brændet måske har været forurenet med stoffer, der nemt danner precursors ved forbrænding, f.eks. pentachlorphenol eller at forbrændingen ikke har været så effektiv, så der er dannet mange precursors ud fra træets ligninindhold (ligning-precursors). Da der ikke blev brændt brugte paller eller andet affaldstræ, som kunne indeholde PCP i Hus nr. 4, kan ligning forklaringen være den rigtige. Hus nr. 4 har en meget lav emission af dioxin på 1,2 ng I-TEQ/kg træ, og da det er den brændeovn, der sandsynligvis er ældre end fra

2008, er det meget tænkeligt, at den ikke har helt så god en forbrænding som de øvrige brændeovne, selvom den ikke ligger specielt højt i emission af de øvrige parametre.

Er forholdet større end 1, og der samtidigt er en stor emission af dioxiner/furaner, kan det måske skyldes et forhøjet indhold af klor og/eller kobber. Det kan dels hænge sammen med mængden af bark, og hvor træet har vokset, om det har været udsat for salt med havgus i kystnære områder, eller måske får salt fra saltning om vinteren.

Forholdet mellem furaner og dioxiner er beregnet for Gundsømaglemålingerne, som vises i FIGUR 15.

FIGUR 15. Forholdet mellem furaner og dioxiner for Gundsømagle målingerne



De fem søjler der går op til 5 er større eller meget større end 5.

Der er 13 af de 38 målinger fra Gundsømagle, der har et forhold mindre end 1 (34 %), hvor der i dette projekt kun er en ud af 10 målinger, der er mindre end 1 (10 %). Det kunne forklares ved, at forbrændingen generelt er bedre i de nyere brændeovne, så der dannes færre ligning-precursors ved forbrænding af træet.

Ved sammenligning af forholdene med de målte emissioner i FIGUR 8 på side 38, er der tydeligt ingen overensstemmelse, så dette forhold kan tilsyneladende ikke anvendes til at sige noget om årsagen til de høje emissioner, men det er bemærkelsesværdigt, at In Situ målingerne i Tabel 14 i alle huse undtagen et, har et forhold der større eller meget større end 1, mens en tredjedel af Gundsømaglemålingerne har et forhold, der er mindre end 1.

6.4.2.1 Fyring med forurenat træ

Det er velkendt, at affaldstræ kan indeholde stoffer, som del kan give giftige gasser ved forbrænding, herunder dioxiner/furaner og dels give giftige og problematiske stoffer i asken.

Pentachlorfenol har tidligere været meget anvendt til behandling af træ på grund af stor konserverende effekt og giver stor dannelse og emission af dioxiner/furaner ved forbrænding. Det har ikke været tilladt at anvende i mange år i EU pga. den store miljøskadelige effekt, men det har frem til 2008 været tilladt i visse kystområder. Paller kan være behandlet med pentachlorfenol, og det kan ikke ses, fordi det er farveløst. Selvom der antageligt ikke er flere eller kun få paller i omløb i dag, som indeholder pentachlorfenol, er det alligevel ikke tilladt at brænde brugte paller, fordi det er affaldstræ, som kan indeholde andre stoffer.

Andet ældre affaldstræ fra udendørs konstruktioner, hegn og udhuse mv. kan på samme måde indeholde pentachlorfenol fra behandling med træbeskyttelse for mange år siden. Derfor bør alt nedrivningstræ bortskaffes og ikke anvendes i brændeovnen, selvom det måske ser ubehandlet ud.

Trykimprægneret træ kan indeholde kobber men kun i importeret træ eller ældre dansk trykimprægneret træ, fordi kobberforbindelser ikke mere må anvendes i Danmark. Der er derfor også meget god grund til, at trykimprægneret træ ikke må brændes i brændeovnen uanset alder og oprindelse.

Fyring med forurenat træ kan således medføre forhøjede emissioner af dioxiner/furaner, men da der ikke er fyret med forurenat træ i hus nr. 8 og 9 ud fra de oplysninger, vi har fået fra ejerne, kan det ikke være årsagen til de høje emissioner herfra. Hus nr. 1 har brændt noget palletræ, så det kan godt være årsagen her, men det kunne også være anvendelse af brænde med forhøjet indhold af klorid og/eller kobber. Der menes at være naturlig variation i træers indhold af kobber og klorid, som dels afhænger af jordens indhold og dels afhænger af luftens indhold, som deponeres på bark og blade. Optagelsen fra jorden af specielt metaller menes dog at være meget ringe, mens klorid antages bedre at kunne optages. Det kunne betyde, at træer, der vokser i kystnære områder og/eller tæt på veje, hvor der saltes om vinteren, kunne indeholde en større koncentration af klorid end træer fra fastland med så langt til kyster, at havgus ikke kan give saltpåvirkninger.

6.4.2.2 Fyring med træ med forhøjet indhold af klor og/eller kobber

I artiklen fra Zhang /9/ refereres en undersøgelse, hvor fyring med brænde med højt saltindhold fra kystnære områder gav anledning til et indhold af dioxiner og furaner i soden i skorstenen, der var 20 til 90 gange større end fyring med træ fra ikke kystnære områder med lavt saltindhold.

I TI's projekt /8/ er der målt 11.660 ng I-TEQ/ GJ ved afbrænding af meget klorholdigt brænde (saltimprægneret brænde), mens en måling med almindeligt brænde i den samme brændeovn lå på 660 og 730 ng I-TEQ/ GJ, hvilket er en faktor 17 mindre. Der er således ingen tvivl om, at indholdet af salt i træet har en meget stor betydning for dannelse og emission af dioxiner og furaner.

Kystnære områder giver højere saltkoncentration i vegetationen og jorden, fordi der dannes havgus (fine saltvandsdråber/tåge), der driver ind over land. På grund af saltning af veje, cykelstier og fortove i vinterperioden kan træer, der vokser tæt på, også blive udsat for en stor påvirkning med salt og formentligt indeholde så meget, at det vil give en forhøjet dannelse og emission af dioxiner og furaner ved afbrænding i brændeovne.

Anvendelse af sprøjtemidler kunne også tænkes at give blivende koncentrationer af klorholdige organiske stoffer i barken på træer i vej og park områder samt private haver mv., hvor fældede træer kan ende i private brændeovne. Selvom anvendelse af sprøjtemidler har været på stærk tilbagegang, og mange kommuner er helt holdt op med at bruge det, så vil der stadig være rester af de brugte midler i vegetationen i mange år efter.

Forhøjede koncentrationer af metaller, som katalyserer dannelsen af dioxiner og furaner, specielt kobber, kan også medføre en forhøjet dannelse og emission. Vi har ikke viden om, at der kan være nogen træsorter, der kan have et naturligt højere indhold af f.eks. kobber, eller om det kan forekomme afhængigt af jordbundsforholdene, hvor træerne vokser.

De tre huse med meget høje emissioner af dioxiner/furaner har det til fælles, at de brænder træer, der er fældet i nærområdet, som består af alle mulige træarter. Det kunne derfor være, at dette brænde indeholder forhøjede koncentrationer af klor og/eller kobber eller andre stoffer, som ved forbrænding kan give forhøjede emissioner af dioxiner/furaner. Det er derfor nærliggende at undersøge nærmere, dels ved at undersøge mere præcist, hvor træerne kommer fra, og om der kan have været nogen kilder til forurening af træerne, og det kan undersøges, om der findes træarter, som naturligt indeholder mere klor og/eller kobber end andre arter. Helt konkret kunne man starte med at indsamle prøver fra importeret træ fra brændetårne og træ der er fældet i Danmark, og analysere det for indhold af klor og evt. kobber, evt. med separate analyser på bark og selve træmassen. Hvis det dokumenterer den antagede højere koncentration af klor i dansk træ, så kunne det følges op med kontrollerede fyringstest med træ med forskellige indhold af klor og med måling af dioxin-emissionen.

6.4.2.3 Brændeovnens udformning

Brændeovnens udformning har betydning for, hvor lang røggassens opholdstid er i temperaturområderne, hvor dioxinerne dannes og for mængden af partikler, der kan være på overfladerne i områderne. Her har forbrændingstemperaturen og røggasmængden selvfølgelig også betydning for, hvor i brændeovnen røggastemperaturen er mellem 400

°C og 200 °C. Der er ingen tvivl om, at dette kan have en betydning for dannelsen af dioxiner og furaner, men det virker umiddelbart ikke realistisk, at det skulle være hovedårsagen til de meget høje emissioner i nogle af målingerne.

6.5 PAH

Der er ikke nogen direkte dansk regulering af PAH-emissionen fra brændeovne, hverken i brændeovnsbekendtgørelsen eller nogen anden regulering, og det er der heller ikke i andre lande. Der er dog en indirekte regulering via krav til emissionen af partikler, idet der er en vis sammenhæng mellem emissionen af partikler og PAH, bl.a. fordi PAH i høj grad findes på og i partiklerne. Skærpede krav til partikeludledningen opfyldes ved at levere brændeovne med en mere effektiv forbrænding, som derfor også vil medføre en reduceret PAH-udledning.

De udførte målinger er derfor sammenlignet med tidligere målinger i Gundsømagle, og her viser målingerne en klar middel reduktion på ca. 70 % for summen af 15 PAH, hvilket tilskrives den mere effektive forbrænding der er i de nyere brændeovne.

Måleresultaterne for de fire PAH, som DCE indberetter årlig danske emission til UNECE ved beregning med emissionsfaktorer, viser en rimelig god overensstemmelse med de anvendte emissionsfaktorer.

7. Konklusion

Miljøstyrelsen har med måleprojektet ønsket at få bestemt emissionsniveauer for partikler fra brændeovne under virkelige forhold for at sammenligne disse udledninger med, hvad brændeovnene er testet til at kunne præstere under laboratorieforhold. Siden den første brændeovnsbekendtgørelse, som fra 1. juli 2008 stillede krav om overholdelse af emissionsgrænseværdier, har alle nye brændeovne skullet testes i et laboratorium for at dokumentere overholdelsen, og det er derfor muligt at sammenligne laboratorieværdierne for den enkelte brændeovn med emissionerne, når de er i almindelig brug hos brændeovnsejerne.

Projektet skulle endvidere bidrage med yderligere viden om emissionsniveauer for Black Carbon (BC), PAH og dioxin fra moderne ovne. Der findes ikke megen viden om emissionen af BC fra brændeovne og med den stigende fokus, der har været på BC's bidrag til klimaeffekter, har det været ønskeligt at få mere viden om det. Emissionen af PAH bidrager til de sundhedsmæssige påvirkninger af brænderøg, og da PAH også blev målt i Gundsømagleprojekterne, er det oplagt at få nye målinger, som kan vise, om nyere brændeovne udleder mindre PAH end de ældre. Det er uvist, om der er en større udledning af dioxin fra moderne ovne end fra gamle ovne, så målinger på nyere brændeovne i forhold til Gundsømaglemålinger skulle vise noget om dette spørgsmål. Endvidere er det vigtigt at få bekræftet eller afkræftet konklusionen fra tidligere målinger om, at det er relativt små mængder dioxin, der udledes, der ikke har direkte helbredsmæssige konsekvenser.

Der har været overvejelser om de udvalgte brændeovne, der er udført målinger på, måske ikke er repræsentative, fordi de alle havde en relativt god forbrænding. De fyrede fornuftigt, selvom de ikke direkte fulgte fyringsrådene, og de anvendte alle tørt eller meget tørt brænde.

Det er dog skorstensfejernes erfaring, at nyere brændeovne meget sjældent giver anledning til så dårlig forbrænding, at de kan se det på sodaflejringerne i skorstenen /12/

Resultaterne af de udførte målinger kan i forhold til ovenstående summeres i følgende konklusioner:

Partikler

Middelværdien af de udførte målinger er 2,9 g/kg træ. Alle målingerne, undtagen hus nr. 9.1., som er en nyere brændeovn i dårlig stand, er under kravet til partikelemission på 4 g/kg træ i den nyeste version af brændeovnsbekendtgørelsen, som trådte i kraft den 26. januar 2018. Brændeovnen i hus nr. 9.1, hvor der blev målt en partikelemission på 6,5 g/kg træ, var i dårlig stand med utætte pakninger og revnede skamolplader. Efter renovering og en instruktion i korrekt fyring blev partikelemissionen målt til 3 g/kg træ.

Det er tydeligt, at den dårligt vedligeholdte brændeovn giver en meget forhøjet emission af partikler både i forhold til de øvrige målinger og i forhold til samme ovn efter renovering og instruktion i korrekt fyring. Det kan dog ikke afgøres, hvor stor betydning de to tiltag hver især har haft på den halvering i partikelemissionen, som målingerne viser. I forhold til de øvrige målinger, hvor brændeovnene generelt har været i orden, og der ikke er givet nogen fyringsinstruktion, så tilskrives hovedårsagen til halveringen af partikelemissionen renoveringen af brændeovnen.

Målingerne viser også tydeligt en meget lavere partikelemissionen i forhold til de tidligere målinger i Gundsømagle i 2003/04 og 2004/05 vintrene, svarende til en reduktion på ca. 70 %.

Alle målingerne er også mindre end emissionsfaktoren for partikler på 556 g/GJ for Modern stove (2008-2015), som DCE anvender til indberetning af den samlede danske emission til UNECE. Middelværdien af målingerne er 186 g/GJ, hvilket svarer til 33 % af emissionsfaktoren.

Hvis der ses bort fra hus 9.1, er alle de øvrige målinger også lavere end emissionsfaktoren for både Modern stove (2015-2017) på 248 g/GJ, og for Modern stove (2017-) på 222 g/GJ.

Black Carbon

Middelværdien for alle BC målingerne på 0,4 g/kg træ er på samme niveau som i andre tilsvarende målinger, som TI har udført under kontrollerede laboratorieforhold på deres prøvestand for brændeovne.

Delprøverne viser en meget stor variation i resultaterne, fra 0,02 til 2,0 g/kg træ, hvilket giver anledning til undren dels over, at nogle af målingerne er så lave og dels, at der er så stor variation i resultaterne med en faktor 100 i forskel mellem den laveste og den højeste. Der er også stor variation i partikelmålingerne, men her er forskellen mellem den laveste og den højeste kun en faktor 26

Alle målingerne af BC som middel over to måledage er mindre end DCE emissionsfaktoren på 82 g/GJ for Modern stove (2008-2015). Den højeste måling er 61 g/GJ for hus nr. 8, mens den laveste er 10 g/GJ for hus nr. 3. Middelværdi på 25 g/GJ svarer til 30 % af emissionsfaktoren på 82 g/GJ.

Alle målingerne undtagen for hus nr. 8 er også mindre end både emissionsfaktoren på 41 g/GJ for Modern stove (2015-2017) og emissionsfaktoren på 33 g/GJ for Modern stove (2017-).

Dioxiner og furaner

Målingerne af dioxiner og furaner viser meget store variationer, fra 0,1 til 146 ng I-TEQ/kg træ. Middelværdien er 27 ng I-TEQ/kg træ. Middelværdien er lidt højere end middelværdien for målingerne i begge Gundsømagle projekter på 23 ng I-TEQ/kg træ.

DCE's emissionsfaktor for dioxiner og furaner er 250 ng I-TEQ/GJ. Halvdelen af målingerne er betydeligt højere end emissionsfaktoren, og selv middelværdien af alle målingerne er 7-8 gange større. Emissionsfaktoren afspejler således langt fra de målte emissionsniveauer.

Laboratorietest viser generelt lavere emissioner end de højeste emissioner, der er målt både i dette og i Gundsømagleprojekterne. Årsagen kan være fyringsteknikkerne, men på grund af de meget høje målte emissioner menes det anvendte brænde at kunne have en meget stor betydning. Ved laboratorietest anvendes standardiseret brænde, som antages at være af god kvalitet fra en anerkendt leverandør, hvor brændet hos private brugere kan have et naturligt højt indhold af, eller være forurenet med klor og/eller kobber forbindelser, som nemt vil give forhøjede emissioner. Det kan f.eks. være forurening med salt fra havgus i kystnære områder, salt fra vintersaltning eller måske klorerede organiske forbindelser fra sprøjtemidler anvendt i haver og parker, og hvor brænde i øvrigt kan komme fra.

De højeste emissioner, der er målt i dette projekt, er netop fra tre huse, som anvender brænde, der fældes i haver og parker i lokalområdet. Det vil være relevant at undersøge dette forhold nærmere, specielt om det primært er det antagede højere indhold af klor i træ fra Danmark i forhold til importeret træ i brændetårne Danmark, som er årsagen til de meget høje dioxinmissioner.

Selvom der er forhøjet dioxinkoncentration i luften omkring lokale kilder som brændeovne, medfører det ifølge Dioxinmåleprogram Statusrapport april 2005 /14/ ikke nogen væsentlig sundhedsmæssig påvirkning af beboerne, fordi den mængde dioxin, man kan indånde og optage fra luften, er forsvindende lille i forhold til både den optagelse af dioxin, der er fra indtagelse af fødevarer og den tolerable daglige dosis (TDI), som er fastsat af WHO.

PAH

Brændeovnsbekendtgørelsen eller anden regulering giver ikke nogen grænseværdier for PAH, men emissionerne af PAH kan forventes at blive reduceret under gode forbrændingsforhold. Derfor forventes en reduktion af partikelemission, som følge af skærpede krav til emissionen, også at medføre en reduktion af PAH-emissionen.

PAH-emissionerne målt som summen af de 15 PAH varierer fra 14 til 75 mg/kg træ med en middelværdi på 32 mg/kg træ, hvilket er en ca. 60 % i forhold til målingerne fra Gundsømagle, hvor middelværdien var 81 mg/kg træ og varierede fra 5,7 til 543 mg/kg træ.

Koncentrationen af de fire PAH'er, som DCE indberetter den samlede danske emission af til UNECE, er målt til at være meget tæt på de EF, som DCE anvender i beregningerne. Kun en af de fire har som middelværdi af alle målin-

gerne en koncentration, der er højere end EF og den største afvigelse for middelværdierne for de enkelte huse er på 30 %. Målingerne fra Gundsømagleprojekterne viste emissioner, der næsten alle var meget større end DCE's EF.

Summen af middelværdierne af de målte emissioner af de 4 UNECA PAH'er, som hører til de mest sundskadelige af de målte 15 PAH, udgør 14 % af summen af middelværdierne fra Gundsømaglemålingerne.

Litteraturliste

- /1/ Glasius M. Kongsgaard P. Stubkjær J. Rossana B. Hertel O. Ketzel M. Wählin P. Schleicher O. Palmgren F. Partikler og organiske forbindelser fra træfyring – nye undersøgelser af udslip og koncentrationer. Arbejdsrapport fra DMU nr. 235, 2007. <http://www2.dmu.dk/Pub/AR235.pdf>
- /2/ Glasius M. Vikelsøe J. Bossi R. Andersen H.V. Holst J. Johansen E. Schleicher O. Dioxin, PAH og partikler fra brændeovne. Arbejdsrapport fra DMU nr. 212, 2005. http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_arbrapporter/rapporter/AR212.pdf
- /3/ NS 3058-2 Lukkede vedfyrte ildsteder. Røykutslipp. Del 2: Bestemmelse av partikulære utslipp.
- /4/ NS 3058-3 Lukkede vedfyrte ildsteder. Røykutslipp. Del 2: Bestemmelse av organiske mikroforurensninger (PAH).
- /5/ US EPA Standard Method 5G – Determination of Particular Matter Emission from Wood Heaters (Dilution Tunnel Sampling Location).
- /6/ Schleicher O, Jensen AA, Blinksbjerg P. Måling af dioxinemissionen fra udvalgte sekundære kilder. Miljøprojekt nr. 649/2001. Publiceret elektronisk på: <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2001/87-7944-868-2/pdf/87-7944-869-0.pdf>
- /7/ Miljøprojekt nr. 1946, 2017. LowCarbon Brændkammer. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2017/jun/lowcarbon-braendkammer/>
- /8/ Miljøprojekt 1969, 2017. Laboratoriemålinger af emissioner fra brændeovne ved forskellige fyringsteknikker. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2017/dec/laboratoriemaalinger-af-emissioner-fra-braendeovne-ved-forskellige-fyringsteknikker/>
- /9/ Zhang M, Buekens A. Dioxins from Biomass Combustion: An Overview. Waste and Biomass Valorization. October 2016. <https://link.springer.com/article/10.1007/s12649-016-9744-5>
- /10/ Schleicher O, Jensen AA, Blinksbjerg P. Måling af dioxinemissionen fra udvalgte sekundære kilder. Miljøprojekt nr. 649/2001. Publiceret elektronisk på: <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2001/87-7944-868-2/pdf/87-7944-869-0.pdf>
- /11/ Schleicher O. et al. Test of technologies for flue gas cleaning and combustion improvement for existing residential wood burning appliances. Environmental Project 1393, 2011. <https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2011/11/978-87-92779-55-7.pdf>
- /12/ Skorstensfejermester Henrik B. Jensen. Personlig kontakt via telefon og mail.
- /13/ Skorstensfejermester Torben Glad Nielsen. Personlig kontakt via telefon og mail.
- /14/ Dioxinmåleprogram, Statusrapport april 2005. <http://mst.dk/media/92531/dmuStatusrapport050405.pdf>
- /15/ Luftvejledningen
- /16/ B-værdi vejledningen
- /17/ Direktiv 2010/75/EU af 24. november 2010 om industrielle emissioner – kaldet IE direktivet eller IED
- /18/ BEK nr. 1271 af 21/11/2017 - Bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald
- /19/ Kaivosoja, T. et. all. Effects of a catalytic converter on PCDD/F, chlorophenol and PAH emissions in residential wood combustion. Chemosphere 88 (2012) 278 - 285.

Bilag 1. Måleresultater

Bilag 1.1 Partikler - NS2258-2 korrigeret

Hus	Dag.Prøve	Enkeltmålinger		Middel per hus	
Nr.	nr.	g/kg træ	g/GJ	g/kg træ	g/GJ
1	1.a	1,3	71	1,5	80
	1.b	1,5	79		
	2.a	2,0	125		
	2.b	0,4	23		
	2.c	2,0	129		
2	1.a	5,4	351	3,2	210
	1.b	1,3	86		
	1.c	3,7	241		
	2.a	1,9	122		
	2.b	2,6	169		
	2.c	2,8	179		
3	1.a	2,2	148	1,8	119
	1.b	2,7	180		
	2.a	0,9	61		
	2.b	1,3	86		
	2.c	1,5	100		
4	1.a	3,2	202	3,4	215
	1.b	2,1	128		
	1.c	4,3	269		
	2.a	2,2	140		
	2.b	4,0	248		
5	1.a	3,0	182	2,4	145
	1.b	1,2	73		
	1.c	1,4	87		
	2.a	5,9	357		
	2.b	4,7	284		
	2.c	2,3	140		
6	1.a	1,8	116	2,9	184
	1.b	2,2	139		
	1.c	4,2	270		
	2.a	1,8	113		
	2.b	2,7	171		
7	1.a	3,2	171	3,0	162
	2.a	2,9	153		
8	1.a	2,3	145	3,4	213
	1.b	3,6	221		
	2.a	3,3	205		
	2.b	3,7	232		
9.1	1.a	10,4	674	6,5	423
	1.b	7,6	494		
9.2*	2.a	8,1	524	3,0	193
	2.b	2,9	190		
	3.a	1,5	97		
	3.b	2,6	167		
	4.a	3,8	246		
Middel		3,0	191	3,1	194
Middel uden 9.1		2,6	164	2,7	169
Maks		10,4	674	6,5	423
Min.		0,4	23	1,5	80

* Hus nr. 9 efter renovering af brændeovn

Bilag 1.2 BC - NS2258-2 korrigeret

Hus	Dag.Prøve	Enkeltmålinger		Middel per hus	
Nr.	nr.	g/kg træ	g/GJ	g/kg træ	g/GJ
1	1.a	0,43	23	0,5	26
	2.a	0,72	46		
	2.b	0,15	9,7		
2	1.a	0,33	22	0,4	25
	1.b	0,02	1,3		
	2.a	0,61	40		
	2.b	0,15	10		
3	1.a	0,08	5,5	0,2	10
	1.b	0,08	5,2		
	2.a	0,22	15		
	2.b	0,16	10		
4	1.a	0,49	30	0,4	23
	1.b	0,17	10		
	1.c	0,41	26		
	2.a	0,40	25		
	2.b	0,29	18		
5	1.a	0,28	17	0,5	30
	1.b	0,26	16		
	1.c	0,45	27		
	2.a	0,86	52		
	2.b	2,0	122		
	2.c	0,25	15		
6	1.a	0,27	18	0,2	15
	1.b	0,29	18		
	1.c	0,18	12		
	2.a	1,1	70		
	2.b	0,16	10		
7	1.a	0,23	12	0,5	27
	2.a	0,58	31		
8	1.a	0,64	40	1,0	61
	1.b	1,3	79		
	2.a	0,32	20		
	2.b	1,0	65		
9.2*	1.b	0,11	7,2	0,2	14
	2.a	0,21	13		
	2.b	0,09	5,6		
	3.a	0,21	14		
	3.b	0,09	5,9		
	4.a	0,18	12		
Middel		0,40	25	0,4	24
Middel uden 9.1		0,43	26	0,4	26
Maks		2,0	122	1,0	61
Min.		0,02	1,3	0,2	9,9

* Hus nr. 9 efter renovering af brændeovn

Forhøjet usikkerhed pga. analyseværdi tæt på eller over øvre måleområde

Bilag 1.3 Dioxin og PAH - NS2258-2 korrigeret

	Hus nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9.1	9.2	Middel
Start dato	dd:mm:yy	22-02-17	02-03-17	07-03-17	13-03-17	16-03-17	20-03-17	31-03-17	10-04-17	13-06-17	27-06-17	
Brænde i prøveperiode	kg	21,537	15,129	10,733	21,518	18,380	23,453	17,885	15,821	15,736	16,956	17,6
Varighed	tt:mm	12:20	12:57	09:49	12:52	12:29	13:37	10:21	10:49	13:33	13:02	
Korrektionsfaktor for støv i NS3358-2		1,54	1,43	1,69	1,39	1,47	1,40	1,55	1,47	1,32	1,57	1,47
Dioxin emission per kg træ - NS2258-2 korrigeret												
Excl. LOQ	ng I-TEQ/kg træ	59	0,55	0,06	1,2	4,7	0,1	0,1	146	35	38	27
Incl. LOQ	ng I-TEQ/kg træ	60	1,4	1,7	1,6	5,0	1,0	1,9	147	36	38	28
PAH emissioner per kg træ - NS2258-2 korrigeret												
Napthalen	mg/kg træ	51	49	54	103	55	34	52	38	41	56	57
Sum 16 EPA PAH	mg/kg træ	86	73	71	159	76	48	71	113	77	88	93
Sum 15 PAH (-Naphthalen)	mg/kg træ	35	23,9	16,5	57	21	14	19	75	35	32	36
Benzo[a]pyren	mg/kg træ	0,57	0,39	0,20	0,87	0,34	0,20	0,30	2,06	0,52	0,52	0,65
Benzo[b]fluoranthen	mg/kg træ	1,10	0,62	0,39	1,39	0,61	0,33	0,47	2,61	0,67	0,78	0,98
Benzo[k]fluoranthen	mg/kg træ	0,32	0,17	0,11	0,36	0,17	0,08	0,13	0,81	0,18	0,22	0,28
Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/kg træ	0,47	0,27	0,13	0,61	0,26	0,13	0,23	1,55	0,29	0,38	0,46
Sum 4 UNECE PAH'er	mg/kg træ	2,5	1,5	0,83	3,2	1,4	0,73	1,14	7,0	1,7	1,9	2,4
PAH som B[a]p-ækv.	µg B[a]p-ækv./kg træ	1060	227	109	629	184	153	121	1171	299	254	444
Brændværdi	GJ/kg træ	0,0188	0,0154	0,0152	0,0160	0,0165	0,0156	0,0188	0,0160	0,0154	0,0154	0,02
Dioxin emission per GJ - NS2258-2 korrigeret												
Excl. LOQ	ng I-TEQ/GJ	3.150	36	4	76	283	7	4	9.082	2.296	2.436	1.668
Incl. LOQ	ng I-TEQ/GJ	3.191	94	111	97	302	62	102	9.147	2.308	2.445	1.713
PAH emission per GJ - NS2258-2 korrigeret												
Napthalen	g/GJ	2,7	3,2	3,6	6,4	3,3	2,1	2,7	2,4	2,7	3,6	3,5
Sum 16 PAH	g/GJ	4,6	4,7	4,7	9,9	4,6	3,1	3,8	7,0	5,0	5,7	5,7
Sum 15 PAH (-Naphthalen)	g/GJ	1,9	1,6	1,1	3,5	1,3	0,9	1,0	4,7	2,3	2,1	2,2
Benzo[a]pyren	mg/GJ	30	25	13	54	21	13	16	128	34	34	40
Benzo[b]fluoranthen	mg/GJ	58	41	26	87	37	21	25	163	44	51	60
Benzo[k]fluoranthen	mg/GJ	17	11	7	23	10	5	7	50	12	14	17
Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/GJ	25	17	8	38	16	8	12	97	19	24	28
Sum 4 UNECE PAH'er	mg/GJ	131	94	55	201	84	47	60	438	108	124	146
PAH som B[a]p-ækv.	mg B[a]p-ækv./GJ	56,3	15	7,2	39	11	10	6,4	73	19	16	27
Dioxin middel koncentration - NS2258-2 korrigeret												
Excl. LOQ	ng I-TEQ/m³(n,t,11%O2)	6,1	0,06	0,01	0,1	0,5	0,01	0,01	15	3,7	3,9	2,8
Incl. LOQ	ng I-TEQ/m³(n,t,11%O2)	6,2	0,15	0,17	0,16	0,51	0,10	0,20	15	3,7	3,9	2,9
PAH middel koncentration - NS2258-2 korrigeret												
Napthalen	mg/m³(n,t,10%O2)	5,8	5,6	6,2	11,7	6,2	3,8	5,9	4,3	4,7	6,3	6,5
Sum 16 PAH	mg/m³(n,t,10%O2)	10	8	8	18	9	5	8	13	9	10	11
Sum 15 PAH (-Naphthalen)	mg/m³(n,t,10%O2)	4,0	2,7	1,9	6,4	2,4	1,6	2,2	8,5	4,0	3,6	4,1
Sum 4 UNECE PAH'er	mg/m³(n,t,10%O2)	0,28	0,17	0,09	0,37	0,16	0,08	0,13	0,80	0,19	0,22	0,27
PAH koncentration	µg B[a]p-ækv./m³(n,t,10%O2)	121	26	12	72	21	17	14	133	34	29	51

Bilag 2. BC analysemetode

Sample Analysis Method for Organic and Elemental Carbon Aerosols

1. Analysis Description

The OCEC laboratory instrument at Sunset Laboratory is used to analyze aerosol particles collected on quartz-fiber filters for both organic carbon and elemental carbon (OCEC). As with all current OCEC procedures, the analysis is method-defined. It was also designed to address some of the specific problems observed in other methods in assigning carbon to either the organic or elemental fraction. By careful system control and continuous monitoring of the optical absorbance of the sample during analysis, this method is able to both prevent any undesired oxidation of original elemental carbon and make corrections for the inevitable generation of carbon char produced by the pyrolytic conversion of organics into elemental carbon.

The OCEC instrument is described in the literature: M. E. Birch and R. A. Cary (1996). "Elemental Carbon-Based Method for Monitoring Occupational Exposures to Particulate Diesel Exhaust." *Aerosol Science and Technology* **25**, 221-241.

A brief description of the procedure follows.

Part A.

In a completely oxygen-free helium atmosphere, the sample is heated in four increasing temperature steps to remove all organic carbon on the filter. The transition from the third temperature to the fourth (from 500 °C to 700 °C) will quickly decompose inorganic carbonates, producing a sharp, characteristic peak. During this first phase there are usually some organic compounds that are pyrolytically converted to elemental carbon. As much as 30% of the organics may be pyrolytically converted to elemental carbon. This pyrolytic conversion is continuously monitored by measuring the transmission of a laser through the filter. As the organic compounds are vaporized, they are immediately oxidized to carbon dioxide in an oxidizer oven which follows the sample oven. The flow of helium, containing the carbon dioxide, then goes to a methanator oven where the CO₂ is reduced to methane. The methane, then, is detected by a flame ionization detector (FID).

Part B

After the sample oven is cooled to 525 °C, the pure helium eluent is switched to a 2% oxygen/helium mixture in the sample oven. Then the sample oven temperature is stepped up to 850 °C. During this phase, both the original elemental carbon and that produced by the pyrolysis of organics during the first phase (Part A) are

oxidized to carbon dioxide due to the presence of oxygen in the eluent. The carbon dioxide, as in Part A, is then converted to methane and detected by the FID. As previously stated, the darkness of the filter is continuously monitored throughout all stages of the analysis.

Part C

After all carbon has been oxidized from the sample, a known volume and concentration of methane is injected into the sample oven. Thus, each sample is calibrated to a known quantity of carbon. This also provides a means of checking the operation of the instrument. Based on the FID response and laser transmission data, the quantities of organic and elemental carbon are calculated for the sample.

Thermograms are displayed graphically.

2. Sample Collection

Samples should be collected on quartz-fiber filters (e.g., Pallflex QAO-UP, Micro Filtration Systems QR100, etc.). Either 47mm or 37mm diameter filters can be used, as well as comparable sized sections of Hi-Vol filters. The punch used for the analysis is 1.0 cm by 1.5 cm in size. Sufficient sample must be sent to allow for at least one repeat if necessary. In order to take advantage of the low detection limits of this method, the filters must be pre-fired in air (700 °C for about one hour) in order to remove any residual carbon contamination.

We will analyze samples collected on glass-fiber filters, but there is an additional charge added to the base price because extra precautions must be taken to prevent the molten glass from coming into contact with the internal quartz oven. Furthermore, there may be small systematic errors in reported analyses for glass filters. These errors may occur because the final temperature increment in Part A (see above) with helium must be lowered to prevent melting the glass while the absorbance is being measured. This may lead to elevated EC values and lower OC values. **Please consult with us before sending samples collected on glass filters!!**

The best range for the deposit concentration is 5 to 400 micrograms per square cm for organic carbon (OC) and 1 to 15 micrograms per square cm for elemental carbon. Concentrations of organic carbon greater than this may exceed the detection limits of the OC/EC instrument. Such high organic carbon concentrations may also interfere with the elemental carbon (EC) measurements when only small concentrations of EC are present. Values of EC greater than approximately 15 micrograms per square cm make the quartz filters too dark. As

with any optical absorbance method, this leads to difficulties in interpreting results.

3. Precision, Accuracy and Detection Limits

The precision of the Sunset Laboratory method of OC/EC analysis, measured as a relative standard deviation, typically falls into the 4-6% range for samples that are in the concentration ranges specified above. This relative standard deviation range applies to the OC/EC speciation values as well as to the total carbon. For sample sets of more than 10 samples, Sunset Laboratory will run duplicate analyses on about 10% of the samples at no extra charge to verify this precision. Note that these standard deviations also account for any variation in the sample density on the surface of the filter and any instrumental variation.

The accuracy of this method for measuring total carbon content can be ascertained by analyzing a known quantity of carbon. Sunset Laboratory routinely checks the accuracy of the OC/EC as part of the quality assurance program. Known quantities of sucrose and/or other organic compounds are applied to blank quartz fiber filters. The results of the OC/EC analysis of these filters are then compared to the known presence of OC and EC. Relative standard deviations are less than 5%.

It is difficult to quantify the accuracy of the method for determining OC and EC species. Several experiments, however, have created mixtures of known quantities of OC and EC which act as real-world samples during the analysis by pyrolyzing a fraction of the OC. These experiments give the predicted value for the speciation within 5-10%, depending on the relative quantities of OC and EC on the filter. Several method intercomparison studies have also yielded similar standard deviations.

The lower detection limit of this method is on the order of 0.2 micrograms per square cm filter for both OC and EC. For this reason, the filters must be pre-fired as described above. New quartz-fiber filters which have not been fired are found to have 2 to 5 micrograms of OC per square cm filter.

4. Analysis Interference

The majority of aerosol samples collected using a size-segregation inlet (less than 10 microns) are free of interference problems. However, there are exceptions.

Samples that contain inorganic carbonate particulate matter may result from regional geology or certain types of industry. These interferences are usually eliminated by a size-segregation inlet, but some infiltration typically will occur. An upper limit for this type of carbon can be found, since the temperature steps

during the first phase of the analysis have been selected to allow inorganic carbonate to appear as a unique peak in the analysis.

The presence of colored inorganic compounds, the most common being iron oxide, does not usually cause problems, as long as there are not heavy deposits because the absorbance of the red laser light is usually small compared to the absorbance of any EC present and because the absorbance almost always remains constant during the analysis. Colored inorganics have been a problem when samples were collected near copper smelters or other ore-producing industries. Some of these samples have formed black oxides during the oxygen phase of the analysis. If you suspect such a possibility please check with us first.

Colored organic materials are common, especially in areas impacted by the burning of biogenic material. Again, these materials have an absorbance coefficient for the red light which is small compared to the absorbance of EC. So errors due to the presence of such organic material are minimal. In samples where the amount of EC is small and the amount of absorbing organics is large, it is found that 1-2% of the organic carbon can be incorrectly assigned to the EC fraction. It has been shown that the presence of non-absorbing inorganics, such as ammonium sulfate or nitrate, which scatter light and vaporize during analysis, have only a negligible effect on the determination of EC. Errors result only if the concentration of such non-absorbing inorganics is very high (>100 microgram/sq. cm) and the concentration of EC is very low.

(c)1996 – 2010 Sunset Laboratory

In-situ målinger af emissioner fra brændeovne i private boliger

I projektet er udført en række målinger af emissioner direkte fra brændeovne i private boliger. Resultaterne er analyseret og perspektiveret i forhold til tidligere resultater af målinger direkte fra brændeovne i private boliger og laboratoriemålinger. Der ses generelt mindre forurening fra de moderne brændeovne i dette projekt sammenlignet med tidligere målinger på ældre brændeovne.

Målingerne omfatter 9 brændeovne tilsluttet i 2008 eller senere, hvor der er blevet målt for partikler for at undersøge, om de kan overholde de danske miljøkrav, når de er i almindelig brug hos brændeovnsejerne.

Der blev desuden målt på Black Carbon (BC), PAH og dioxin for at undersøge om emissionen svarer til det niveau, der antages for moderne brændeovne i den samlede danske emissionsopgørelse.

For partikler og Black Carbon er emissionen mindre end antaget, for PAH er den på niveau med det forventede og for dioxin er den højere.

